

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

INVENTAIRE GÉOCHIMIQUE ET ENVIRONNEMENTAL DES MÉTAUX ET
MÉTALLOÏDES DES SOLS DU SUD DU QUÉBEC

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE LA TERRE

PAR
LUC BAILLARGEON NADEAU

AVRIL 2016

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.07-2011). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

Je remercie avant tout mon directeur de recherche, M. Alfred Jaouich, pour son support constant et ses encouragements tout au long du projet.

Je remercie Mme Denise Fontaine pour son aide, sa grande connaissance et sa gentillesse extraordinaire.

Je remercie M. Gwenaël Chamoulaud du Centre de Recherche sur les Nanomatériaux et l'Énergie (NanoQAM) pour son aide lors de l'analyse des échantillons.

Je remercie M. Philippe Giasson et M. Michel Preda pour leur support et la transmission de leur grand savoir durant mes études universitaires.

Je remercie M. Samuel Trépanier d'*Environnement LCL inc.*, pour avoir cru en moi et m'avoir donné l'opportunité de réaliser ce projet. Je remercie toute l'équipe d'*Environnement LCL inc.* pour leurs conseils, leur support moral et leur grande expertise dans le domaine de l'environnement.

Je remercie le Centre de Recherche en Sciences Naturelles et en Génie du Canada (CRSNG) et le Fonds de Recherche du Québec en Nature et Technologie (FRQNT) pour leur contribution financière.

Finalement, je remercie du fond du cœur ma conjointe, ma mère et toute ma famille pour leur support et leurs encouragements tout au long de mes études universitaires.

AVANT-PROPOS

Ce projet de maîtrise est le fruit d'une longue recherche sur les teneurs de fond naturelles en métaux dans les sols, ainsi que sur la gestion des sols contaminés. Tout au long de la réalisation du projet, la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (PPSRTC), datant de 1998, était en révision (elle était toujours en révision lors de la remise du mémoire). Il est donc important de noter que l'ensemble des méthodes, des critères et des règlements utilisés et cités dans ce projet étaient ceux disponibles avant la publication de la nouvelle politique. En effet, la révision de la PPSRTC devrait amener un lot de changements, qui pourrait modifier les méthodes employées pour les caractérisations environnementales, et ainsi changer l'applicabilité des critères spécifiques fixés dans ce rapport. Toutefois, puisque les concentrations naturelles dans les sols sont généralement stables dans le temps, les données décrites dans le présent rapport seront toujours valides.

Le projet de recherche a été réalisé en collaboration avec *Environnement LCL inc.*, une firme d'expert-conseil en environnement située à Granby, Qc. L'entreprise et ses employés ont contribué financièrement et intellectuellement à la réalisation du projet de recherche et à l'avancement des connaissances dans le domaine de l'environnement. L'intérêt d'*Environnement LCL inc.* dans le présent projet de recherche était d'approfondir les connaissances sur les teneurs de fond naturelle en métaux, un sujet problématique en Montérégie et en Estrie.

TABLE DES MATIÈRES

TABLE DES MATIÈRES	vii
LISTE DES FIGURES.....	xi
LISTE DES TABLEAUX.....	xiii
LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES	xv
RÉSUMÉ	xvii
INTRODUCTION	1
0.1 Problématique.....	1
0.2 Objectifs à atteindre.....	6
0.3 Région à l'étude.....	7
0.3.1 Basses-Terres du Saint-Laurent.....	10
0.3.2 Appalaches.....	11
0.4 Méthode utilisée	12
0.5 Structure du document.....	13
CHAPITRE I CADRE THÉORIQUE	15
1.1 Les Éléments Traces Métalliques (ETM).....	15
1.1.1 Aluminium (Al)	17
1.1.2 Arsenic (As).....	18
1.1.3 Cadmium (Cd).....	19
1.1.4 Chrome (Cr).....	20
1.1.5 Cuivre (Cu)	21

1.1.6 Fer (Fe)	22
1.1.7 Manganèse (Mn)	23
1.1.8 Nickel (Ni)	24
1.1.9 Plomb (Pb)	25
1.1.10 Zinc (Zn)	26
1.2 Historique des études sur les Teneurs de Fond Naturelles (TDFN)	27
1.2.1 La première étude québécoise sur les TDFN	29
1.2.2 Les études menant aux critères A actuels	31
1.2.3 L'évaluation du bruit de fond local au Québec	34
1.3 Description du passif environnemental de la région	37
1.4 Cadre législatif du Québec pour la gestion des sols et interprétations	40
1.4.1 La notion de teneur de fond naturelle et de critère A	42
1.4.2 La gestion des terres excavées au Québec	44
CHAPITRE II MÉTHODOLOGIE	49
2.1 Stratégie d'échantillonnage	49
2.2 Échantillonnage, évaluation visuelle et conservation	52
2.3 Étude historique	53
2.3 Analyses en laboratoire	54
2.3.1 Extraction chimique des ETM dans les sols	54
2.3.2 Mesure et quantification des ETM	55
2.3.3 Analyse granulométrique	56
2.3.4 Teneur en matière organique	58
2.4 Évaluation de la limite de détection	59
2.5 Analyses statistiques	60
2.5.1 Test de distribution des données	61
2.5.2 Analyses statistiques de base	62
2.5.3 Corrélations	62
2.5.4 Évaluation des seuils limite	63

2.5.5 Représentativité statistique des échantillons	64
2.6 Cartographie géochimique	65
CHAPITRE III RÉSULTATS	67
3.1 Utilisation du territoire des sites d'échantillonnages	67
3.2 Historique des sites échantillonnés.....	69
3.3 Caractérisations physico-chimiques de base	70
3.3.1 Granulométrie et sédimentométrie	70
3.3.2 Teneur en matière organique	71
3.4 Quantification des ETM	72
3.4.1 Aluminium (Al)	73
3.4.2 Arsenic (As).....	76
3.4.3 Cadmium (Cd)	79
3.4.4 Chrome total (Cr).....	82
3.4.5 Cuivre (Cu)	86
3.4.6 Fer (Fe)	89
3.4.7 Manganèse (Mn).....	92
3.4.8 Nickel (Ni).....	95
3.4.9 Plomb (Pb).....	99
3.4.10 Zinc (Zn).....	102
3.5 Corrélation entre les paramètres analysés	105
3.5.1 Matrices de corrélation	105
3.5.2 Graphiques de corrélation.....	108
CHAPITRE IV SYNTHÈSE ET DISCUSSION	113
4.1 Retour sur la quantification des ETM dans les sols	113
4.2 Établissement des critères spécifiques	118
4.3 Les signatures géochimiques des sols	124
4.4 Cadre de gestion	130
CONCLUSION	132

ANNEXE A CARTOGRAPHIE DU QUÉBEC.....	137
ANNEXE B DOCUMENTS LÉGISLATIFS ET RÉFÉRENCES RÉGLEMENTAIRES.....	145
ANNEXE C ÉTUDES PASSÉES SUR LES TENEURS DE FOND NATURELLES	149
ANNEXE D RÉSULTATS D'ANALYSE DES PHOTOGRAPHIES AÉRIENNES	153
ANNEXE E QUANTIFICATION DES ETM ET PARAMÈTRES DE BASE.....	159
ANNEXE F DISTRIBUTION DE LA POPULATION D'ÉCHANTILLON.....	165
ANNEXE G CARTES GÉOCHIMIQUES DE LA DISTRIBUTION DES ETM..	177
ANNEXE H MATRICES DES COEFFICIENTS DE CORRÉLATIONS LINÉAIRES DES ETM ET DES PARAMÈTRES DE BASE	189
ANNEXE I GRAPHIQUES DE CORRÉLATIONS ENTRE LES ETM	193
ANNEXE J GRAPHIQUES DE CORRÉLATIONS ENTRE LES ETM ET LES PARAMÈTRES DE BASE.....	225
ANNEXE K CARTE DES CRITÈRES A	239
ANNEXE L CADRE DE GESTION.....	241
BIBLIOGRAPHIE	243

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
2.1 Emplacement des 140 échantillons de sol.....	51
2.2 Position des anomalies suspectes et des anomalies extrêmes (figure tirée de Villanneau <i>et al.</i> , 2008).....	63
4.1 Comparaison des concentrations en fer et en plomb et identification des corrélations linéaires.....	127
4.2 Comparaison des concentrations en aluminium et en chrome et identification des signatures géochimiques.....	128
4.3 Comparaison des concentrations en nickel et en cadmium et identification des signatures géochimiques	128
4.4 Comparaison des concentrations en zinc et en arsenic et identification des signatures géochimiques	129
4.5 Comparaison des concentrations en cuivre et le taux d'argile et identification des signatures géochimiques	129

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
3.1 Utilisation du sol sur les sites d'échantillonnages.....	68
3.2 Utilisation du territoire adjacent aux sites d'échantillonnages.....	68
3.3 Répartition des classes granulométriques.....	70
3.4 Statistiques des teneurs en matières organiques mesurées dans les sols.....	71
3.5 Concentration de l'aluminium dans les sols.....	73
3.6 Vibrisses et recensement des anomalies pour l'aluminium.....	74
3.7 Concentration de l'arsenic dans les sols.....	76
3.8 Vibrisses et recensement des anomalies pour l'arsenic.....	77
3.9 Concentration du cadmium dans les sols.....	79
3.10 Vibrisses et recensement des anomalies pour le cadmium.....	81
3.11 Concentration du chrome total dans les sols.....	83
3.12 Vibrisses et recensement des anomalies pour le chrome total.....	84
3.13 Concentration du cuivre dans les sols.....	86
3.14 Vibrisses et recensement des anomalies pour le cuivre.....	88

3.15	Concentration du fer dans les sols.....	90
3.16	Vibrisses et recensement des anomalies pour le fer.....	91
3.17	Concentration du manganèse dans les sols.....	93
3.18	Vibrisses et recensement des anomalies pour le manganèse.....	94
3.19	Concentration du nickel dans les sols.....	96
3.20	Vibrisses et recensement des anomalies pour le nickel.....	97
3.21	Concentration du plomb dans les sols.....	99
3.22	Vibrisses et recensement des anomalies pour le plomb.....	100
3.23	Concentration du zinc dans les sols.....	102
3.24	Vibrisses et recensement des anomalies pour le zinc.....	103
3.25	Niveau de corrélation entre les éléments pour la totalité du territoire (voir annexe H).....	106
3.26	Niveau de corrélation entre les éléments pour les Basses-Terres du Saint-Laurent (voir annexe H).....	107
3.27	Niveau de corrélation entre les éléments pour les Appalaches (voir annexe H).....	108
4.1	Comparaison des concentrations mesurées dans les échantillons et les critères A applicables.....	116
4.2	Comparaison entre les critères spécifiques (C.S.) proposés et les critères A en vigueur (C.A.).....	123
4.3	Concentrations maximales mesurées dans les secteurs présentant des concentrations « d'exception ».....	124

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

BTSL	Basses-Terres du Saint-Laurent
ETM	Élément Trace Métallique
ICP-OES	<i>Induced Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry</i>
IDW	<i>Inverted Distance Weighted</i>
LDM	Limite de Détection d'une Méthode
LDETFDN	Lignes Directrices pour l'Évaluation des Teneurs De Fond Naturelles
LQE	Loi sur la Qualité de l'Environnement
MERN	Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles
OMEE	Ontario Ministry of Environment and Energy
PPSRTC	Politique de Protection des Sols et Réhabilitation des Terrains Contaminés
PRTC	Politique de Réhabilitation des Terrains Contaminés
REEIE	Règlement sur l'Évaluation et l'Examen des Impacts sur l'Environnement
RESC	Règlement sur l'Enfouissement de Sols Contaminés
RPRT	Règlement sur la Protection et la Réhabilitation des Terrains
RSCTSC	Règlement sur le Stockage et les Centres de Transfert de Sols Contaminés
SIGEOM	Système d'Information Géominière du Québec
SLC	Service des Lieux Contaminés
SLCMD	Service des Lieux Contaminés et des Matières Dangereuses

TDFN	Teneur De Fond Naturelle
UQAM	Université du Québec À Montréal

Liste des Ministères de l'Environnement du Québec sous différents acronymes :

MDDEFP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MDDELCC	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte aux Changements Climatiques
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
MEF	Ministère de l'Environnement et de la Faune
MENV	Ministère de l'Environnement
MENVIQ	Ministère de l'Environnement du Québec

RÉSUMÉ

Les concentrations naturelles en éléments traces métalliques (ETM) sont variables dans les sols du Québec. Ainsi, certains sols sont fortement enrichis en ETM dans les sols, tandis que d'autres en sont appauvris. Bien que le Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte aux Changements Climatiques (MDDELCC) propose des concentrations maximales intervenants dans l'environnement (critères A), ces concentrations sont parfois dépassées pour les sols naturels du sud du Québec. Ainsi, quelle est la véritable signature géochimique des sols du sud du Québec et quelles seraient les concentrations maximales qui représentent le mieux les teneurs en métaux mesurées dans les sols? Dans le cadre de ce projet de recherche, il est démontré que les critères A ne sont que peu représentatifs des concentrations naturelles en ETM pour l'As, Cr, Cu, Mn, et Ni dans les sols du sud du Québec. Des secteurs présentant des concentrations anormales en ETM sont identifiés : Magog-Orford et Sherbrooke (As, Cr, Ni), Bas-Richelieu (Cu), Shefford et St-Joachim-de-Shefford (Pb) et Vaudreuil et environs (Cd). Pour plusieurs ETM, des corrélations linéaires significatives sont observées, ce qui jouera un rôle important lors de l'identification des sols naturels. Également, un lien évident entre les concentrations en ETM et la granulométrie des sols est dégagé : plus un sol est argileux, plus il obtient des concentrations élevées en ETM. Finalement, des critères spécifiques ont été fixés pour chaque élément, et ce, pour les Basses-Terres du Saint-Laurent et les Appalaches. Ces critères pourront être utilisés comme concentrations de référence pour les sols situés dans la zone d'étude.

Mots-clés : métaux, éléments traces métalliques, ETM, teneurs de fond naturelle, TDFN, sols, enrichissement naturel, critère A.

INTRODUCTION

0.1 Problématique

Les sols sont des matériaux meubles formés par divers processus géologiques et ayant évolués sous différentes conditions. Au Québec, les sols peuvent être d'origine lacustre, marine, glaciaire, fluviale, ou par tout autre processus de dépôt (Brady et Weil, 2002). En raison de leurs différentes origines et évolutions pédogéochimiques, la composition chimique des sols est variable et peut varier de manière importante entre les différentes régions du Québec. Les teneurs de fond naturelles (TDFN) en éléments traces métalliques (ETM) des sols varient en fonction de nombreux facteurs : l'origine du matériel parental, le mode de dépôt et l'évolution biogéochimique du sol. En effet, les concentrations en ETM dans les sols sont parfois très variables et peuvent présenter un enrichissement considérable dans certaines régions du Québec (Choinière et Beaumier, 1997). Les enrichissements et appauvrissements observés dans les sols n'ayant subi aucun impact anthropique sont directement liés aux concentrations de l'environnement primaire, soit la roche-mère ou le matériel parental. En effet, un secteur dont le roc possède une teneur élevée en ETM (exemple : cuivre, fer ou autre) est plus susceptible de présenter un enrichissement de cet élément dans les sols et les sédiments. Les teneurs naturelles en métaux et métalloïdes dans les sols dépendent également des processus qui ont joué un rôle dans leur formation, soit la désagrégation de la roche, la topographie, le climat, l'accumulation de végétaux et leur transformation en humus, les microorganismes, la faune souterraine et le temps (Ouellette, 2012).

Il est essentiel d'étudier les concentrations naturelles en ETM dans les sols afin d'avoir une meilleure connaissance de la géochimie régionale et locale des sols naturels. Les TDFN regroupent seulement les matériaux naturels dans l'environnement et qui n'ont pas subi d'apports anthropiques. Les apports anthropiques en métaux peuvent être faits par diverses sources, tels les poussières aéroportées, l'eau contaminée, le déplacement de sols contaminés, les activités industrielles et l'épuration d'eaux usées incomplète (Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007). Le lessivage et la corrosion des matériaux d'origine anthropique et la combustion de combustibles fossiles peuvent également être une source notable d'ETM (Langner *et al.*, 2011). L'impact croissant des humains sur l'environnement et l'effet accumulatif des ETM dans les sols cause une dégradation continue du patrimoine géochimique naturel des sols. Ainsi, certaines régions fortement développées, tels la ville de Montréal ou les centres urbains de ville de moins grande envergure, comportent un grand nombre de terrains contaminés ou de terrains ayant subi un impact anthropique notable (Hébert et Bernard, 2013). Également, plusieurs ETM ont des sources d'émission anthropique diffuses aéroportées, par exemple le plomb contenu dans l'essence jusqu'en 1990 (MDDELCC, 2015a). Ces sources diffuses provoquent une accumulation de faible concentration dans la couche superficielle des sols sur une grande échelle. En bref, la connaissance des TDFN des sols des régions urbanisées permet de déterminer si des concentrations sont associées à des activités anthropiques ou à des concentrations naturelles élevées.

Les critères de concentrations naturelles en métaux (critères A), exprimés dans *la Politique de Protection des Sols et Réhabilitation des Terrains Contaminés* (MDDELCC), sont définis comme des concentrations maximales pouvant intervenir dans l'environnement naturel sans apport anthropique. Les critères A pour les métaux et métalloïdes ont été établis à partir d'une analyse statistique, et sont fixés entre le 90^e et le 98^e centile de la distribution des concentrations naturelles (Choinière et Beaumier, 1997 ; MDDELCC, 2015b). Les sols dont les teneurs en métaux dépassent le seuil de

concentration défini par le critère A sont identifiés comme des sols faiblement contaminés (plage de concentration A-B) ou contaminés (plage de concentration B-C ou >C). La gestion et le transport de sols contaminés sont strictement réglementés et peuvent être très complexes. Selon le MDDELCC (2015c), lorsque la TDFN d'un sol excède le critère générique utilisé, elle peut substituer le critère A si elle est adéquatement évaluée et documentée et ne présente aucun risque pour la santé. Toutefois, le manque de données et d'études géochimiques amène une méconnaissance des TDFN réelles dans certains secteurs du Québec et une mauvaise gestion des sols naturels dépassant les critères génériques A. Les sols possédant des concentrations naturelles élevées en ETM dépassant les critères A ne devraient pas être considérés comme des sols contaminés et ainsi être un fardeau pour le passif environnemental, puisque le risque associé à une exposition à des ETM naturels peut être différent de celui des ETM de source anthropique.

La problématique des TDFN anormalement élevées, de la faible représentativité des critères A et du nombre important d'anomalies de concentration découle de plusieurs facteurs, qui seront étudiés dans la présente étude :

- i. La forte variabilité des concentrations naturelles en ETM dans les sols du Québec ;
- ii. Le nombre restreint d'étude sur la géochimie des sols dans le sud du Québec, particulièrement pour les régions des Basses-Terres du Saint-Laurent et du sud des Appalaches ;
- iii. La très grande superficie des provinces géologiques utilisées pour fixer les critères A et l'absence de séparation entre les sous-provinces pour l'établissement des critères A ;
- iv. L'utilisation de la méthode statistique et des rangs centiles (entre le 90^e et le 98^e) pour fixer les critères A ;

Il est particulièrement difficile de prouver l'absence d'apport anthropique en ETM pour les sols remaniés ou les remblais dont la provenance est méconnue. L'industrie se bute fréquemment à des critères A inadaptés et trop sévères pour certaines régions des Basses-Terres du Saint-Laurent (BTSL) et des Appalaches (Laferrière, 2014). À l'opposé, certains critères de concentration en métaux sont trop permissifs pour représenter justement les TDFN locales. Tel que démontré dans l'étude de Choinière et Beaumier (1997), les teneurs de fond naturelles en éléments traces métalliques varient fortement selon le type de sol et l'origine du matériel parental. Également, des variations intraprovinciales très importantes des concentrations en métaux peuvent être mesurées. Ces variations sont parfois plus importantes que les variations interprovinciales pour un même élément (Choinière et Beaumier, 1997). Finalement, le manque de données dans les BTSL et dans le sud des Appalaches du Québec cause un problème au niveau de l'évaluation de la distribution géochimique des TDFN. En effet, dans la base de données Système d'information géominière du Québec (SIGEOM) du MERN¹, qui regroupe les données ayant servi pour l'établissement des critères A, en plus d'autres levés géologiques réalisés depuis 1997, la région comporte une très faible densité de données géochimiques comparativement au reste du Québec (voir annexe A1). Il est à noter que la figure de l'annexe A1 est majoritairement composée de données géochimiques pour l'eau souterraine et ne comporte que très peu de données sur les TDFN dans les sols et les sédiments. Il est donc possible que des concentrations naturelles mesurées dans des sols soient plus élevées que celles prescrites par le critère A de la PPSRTC, vu le manque flagrant de données géochimiques dans la région visée. Les *Lignes directrices pour l'évaluation des teneurs de fond naturelles* (Ouellette, 2012) permettent de calculer les TDFN pour un ETM donné sur un site isolé. Toutefois, bien que précise, ce type d'étude est coûteuse et peu

¹ Service SIGEOM du Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles du Québec : http://sigeom.mrn.gouv.qc.ca/signet/classes/11108_afchCarteIntr

réutilisable, vu l'échelle très restreinte de la méthode d'analyse utilisée (seul un lot est analysé par cette étude). La méthodologie détaillée des *Lignes directrices pour l'évaluation des teneurs de fond naturelles* (Ouellette, 2012) est détaillée dans la section *Cadre Théorique* du présent document.

Notre étude, portant sur les teneurs de fond naturelles en métaux, mettra à la disposition des consultants en environnement, des excavateurs, des gestionnaires de remblais/déblais et aux décideurs législatifs une banque de données sur les concentrations naturelles dans les sols. Cette étude permettra de réduire le nombre d'erreurs sur la classification des sols naturels et contaminés et de mieux cerner les sols nécessitant une restriction d'usage ou de gestion, et plus de définir les secteurs problématiques possédant des TDFN enrichies.

En bref, les principales conséquences associées à des critères A non représentatifs des concentrations naturelles sont :

- i. La multiplication des études de caractérisation des TDFN en métaux, en plus des études environnementales de base (Ouellette, 2012) ;
- ii. Une mauvaise classification des sols lors de caractérisations environnementales en ce qui a trait à leur plage de contamination (critères A, B, C) (Laferrière, 2014) ;
- iii. Une gestion déficiente des matériaux possédant une TDFN enrichie considérés contaminés, dont :
 - Excavation de sols ;
 - Décontamination du terrain d'origine ou des sols excavés ;
 - Restriction d'usage du terrain d'origine ;
 - Restriction d'usage des remblais et déblais et complexité de gestion (Chalifoux, 2013).

0.2 Objectifs à atteindre

L'objectif principal du projet de recherche est de réaliser un inventaire des concentrations naturelles en métaux des sols situés dans les Basses-Terres du Saint-Laurent et le sud de l'Estrie. Il permettra d'approfondir les connaissances en ce qui a trait à la géochimie et à la distribution des ETM dans les sols. Pour y parvenir, plusieurs activités doivent être réalisées :

- i. Échantillonner un grand nombre de sols naturels et effectuer le dosage des concentrations en ETM ;
- ii. Réaliser l'analyse statistique des concentrations en ETM dans les sols ;
- iii. Améliorer les connaissances entourant les relations entre les ETM dans les sols du Québec, ainsi que les relations entre les ETM et les principaux paramètres physico-chimiques, soit la granulométrie et la teneur en matière organique ;
- iv. Produire des cartes géochimiques des concentrations en ETM du territoire étudié afin de mieux cerner les anomalies de concentration ;
- v. Identifier les secteurs possédant des TDFN en métaux enrichies ou appauvries ;
- vi. Délimiter des zones ayant des signatures géochimiques semblables et regrouper les différents secteurs ainsi identifiés en sous-groupe ;
- vii. Calculer et proposer des critères spécifiques selon diverses méthodes en fonction des TDFN mesurées dans les sols ;
- viii. Vérifier la validité des critères A actuels pour les BTSL et le sud des Appalaches du Québec comparativement aux critères spécifiques calculés ;
- ix. Identifier les méthodes disponibles permettant de distinguer les concentrations en métaux d'origine anthropique des métaux d'origine naturelle.

L'objectif ultime pour le présent mémoire de recherche est de constituer un ouvrage de référence pour la caractérisation géochimique des sols naturels et de compléter les

critères A actuellement en vigueur. Il permettra également au secteur privé et aux particuliers d'avoir accès à un ouvrage de référence pour la caractérisation régionale des TDFN et ainsi augmenter la précision et la fiabilité des caractérisations environnementales. Finalement, en augmentant les connaissances sur les concentrations naturelles en métaux dans les sols et en connaissant la géochimie régionale et locale en ETM, la gestion des remblais et déblais pourra être simplifiée pour les excavateurs, les particuliers et les centres de traitement et de transition de sols.

0.3 Région à l'étude

D'un point de vue géologique, le Québec est divisé en plusieurs régions possédant différentes caractéristiques. Ces régions, nommées « provinces géologiques », ou « provinces naturelles », regroupent les principales natures de socle rocheux québécois en secteurs couvrant de très grands territoires. Selon Choinière et Beaumier (1997), les domaines géochimiques du Québec peuvent être segmentés en cinq provinces géologiques et régions physiographiques, soit : les Appalaches, les Basses-Terres du Saint-Laurent, le Grenville, le Supérieur et Rae, et la Fosse du Labrador (voir annexe A2). Ces secteurs couvrent de grandes superficies et peuvent contenir plusieurs sous-domaines géochimiques différents à l'intérieur des provinces.

Puisque la province de Québec couvre un territoire immense, il est difficile d'analyser la totalité du territoire québécois dans une seule étude géochimique des TDFN avec de nouveaux échantillons de sol exclusivement. La présente étude s'intéresse principalement aux régions des Basses-Terres du Saint-Laurent et du sud des Appalaches. Plusieurs raisons interviennent dans le choix de cette région:

- i. Le nombre limité de données géochimiques en ETM dans les sédiments et la quasi-absence de données géochimiques en ETM dans les sols retrouvés dans la base de données SIGEOM du MERN (voir annexe A1) ;
- ii. La densité élevée de la population et le développement urbain rapide dans le sud du Québec ;
- iii. Le nombre important de terrains contaminés en Montérégie, qui compte le plus grand nombre de dossiers ouverts au système de Gestion des Terrains Contaminés (GTC) (Hébert et Bernard, 2013) ;
- iv. L'existence de problématiques actuelles reliées à des TDFN élevées pour certains ETM, tels le Ni, Cr, As et le Mn (Beaumier, 2005 ; Laferrière, 2014 ; SLCMD, 2012).

Les limites de la zone à l'étude sont comprises entre Hudson à l'ouest, et Sherbrooke à l'est, ainsi qu'entre Contrecoeur au nord et la frontière délimitant le Canada et les États-Unis au sud. Le fleuve Saint-Laurent sert également de limite à la zone à l'étude : aucun échantillon n'a été prélevé sur l'île de Montréal ou sur la rive nord du fleuve. La zone à l'étude couvre une superficie approximative de 16 500 km². L'annexe A3 présente les limites de la zone à l'étude ainsi que l'identification des provinces géologiques rencontrées. La zone visée par la présente étude est recoupée par deux provinces géologiques, soit les Basses-Terres du Saint-Laurent et les Appalaches. Les deux provinces géologiques sont séparées par la faille Logan, qui suit un axe nord-est - sud-ouest. La zone à l'étude couvre la grande majorité du secteur n'étant pas représenté par des données géochimiques dans le service SIGEOM du MERN, tel qu'identifié à l'annexe A1.

La zone à l'étude comprend plusieurs indices de concentrations élevées de substances métalliques exploitées ou potentielles dans le socle rocheux. La grande majorité des minéralisations en substances métalliques retrouvées dans la zone à l'étude sont situées

en Estrie, principalement dans les régions de Sherbrooke et d'Orford. Quelques secteurs de moindre envergure présentent également des minéralisations d'ETM. En effet, tel que démontré à l'annexe A4, on identifie les indices géochimiques suivants :

- Région de Sherbrooke : minéralisations de cuivre, zinc et or associées aux roches volcaniques mafiques, tufs et schistes du complexe d'Ascot ;
- Région d'Orford : minéralisations de chrome et de nickel, associées aux roches intrusives mafiques à ultramafiques du complexe ophiolitique d'Orford ;
- Régions d'Eastman, Knowlton et Windsor : minéralisations de cuivre et or, associées au mélange de Saint-Daniel (roches de natures diverses) ;
- Région de Sutton : minéralisations de cuivre et de fer, associées aux roches volcaniques mafiques de la formation de Tibbit Hill ;
- Région de Dunham : minéralisations de plomb et de zinc, associées aux roches sédimentaires du groupe de Oak Hill ;
- Régions d'Acton Vale et d'Upton : minéralisations de zinc et de cuivre, associées aux schistes à blocs de l'Olistostrome de Drummondville.

Les liens entre les propriétés géochimiques de l'unité parentale (roche-mère) et l'unité secondaire (sol) font donc référence au mode de dépôt. Les matériaux meubles d'origines glaciaires acquièrent le signal géochimique de la roche-mère érodée durant le mouvement des glaciers. Le mode de dépôt de ces matériaux peut également avoir une influence notable sur le signal géochimique : les sédiments glacio-lacustres, glacio-fluvial, morainique ou d'esker ont tous des modes de dépôts différents, et ainsi un tri granulométrique différent. Les paléosédiments retrouvés dans les Basses-Terres du Saint-Laurent ont été déposés dans la mer de Champlain. L'origine de ces sédiments est diverse, provenant principalement des rejets fluviaux des Appalaches, du Bouclier Canadien et du chenal du Saint-Laurent (au sud-ouest). On y retrouve également des sédiments d'origine fluvial et quelques dépôts d'origine glaciaire. La signature

géochimique des dépôts meubles des BTSL est donc significativement différente de ceux retrouvés dans les Appalaches, vu les différences majeures entre leur origine et leur mode de dépôt.

Les prochaines sections dressent un portrait global des deux provinces géologiques rencontrées dans la zone à l'étude, soit les Appalaches et les Basses-Terres du Saint-Laurent.

0.3.1 Basses-Terres du Saint-Laurent

Les Basses-Terres du Saint-Laurent reposent sur une plate-forme de roches sédimentaires d'âge paléozoïque, sur laquelle gisent des dépôts marins de la mer de Champlain, des dépôts glaciaires et des tourbières (MDDELCC, 2015e). Les cartes géologiques, topographiques, pédologiques et d'utilisation du territoire pour cette région sont présentées à l'annexe A5. Les Basses-Terres du Saint-Laurent représentent le territoire où la majorité de la population québécoise habite, avec plus de 4 millions de personnes. Cette région est généralement plate et de faible altitude (< 100 m) tout en étant parsemée des Montérégiennes, lesquelles sont une série de collines basaltiques formées par le passage de la croûte terrestre au-dessus d'un point chaud. La limite sud suit le contact avec les Appalaches, marqué par un relief plus montagneux. La limite nord suit le contact avec les roches intrusives du Grenville et le relief plus prononcé du Bouclier canadien. La nature géologique du socle rocheux est principalement composée de roches sédimentaires, tels les marnes, schistes, calcaires et dolomies, grès arkose et grauweekes d'âge paléozoïque. Les dépôts meubles de surface sont principalement composés d'argiles et de limons marins de la mer de Champlain, ainsi que de dépôts glaciaires dans la partie sud-ouest de la province naturelle. Finalement,

l'utilisation du sol est assez uniforme dans la partie sud des BTSL : la grande région de Montréal est principalement urbaine, tandis que le restant du territoire est utilisé comme terres agricoles, de pâturages et de boisés.

Le secteur visé compris dans les BTSL s'étend de la frontière américaine à la région de Drummondville. La zone couvre la quasi-totalité de la Montérégie, qui abrite près de 1.5 million d'habitants, ce qui en fait la deuxième région la plus peuplée du Québec après Montréal (Institut de la Statistique du Québec, 2014).

0.3.2 Appalaches

La province géologique des Appalaches est composée d'une chaîne de montagnes formée entre 450 et 290 millions d'années. Le socle rocheux d'origine sédimentaire et volcanique est recouvert de dépôts meubles glaciaires (MDDELCC, 2015d). Les cartes géologiques, topographiques, pédologiques et d'utilisation du territoire pour cette région sont présentées à l'annexe A6. La province géologique couvre un territoire qui regroupe plus de 700 000 habitants répartis sur un territoire surtout forestier, parfois agricoles, miniers ou touristiques. Le relief est constitué de collines, de monts et de vallées dont l'altitude varie entre 0 et 1200 mètres en fonction des secteurs. La limite sud suit la frontière internationale avec les États-Unis et la frontière avec le Nouveau-Brunswick. La frontière nord suit le contact avec la province naturelle des Basses-Terres du Saint-Laurent et ses terrains plats et majoritairement agricoles. La nature géologique du socle rocheux est principalement composée de roches sédimentaires, telles des grès, conglomérats, mudrock et schiste, ainsi que des roches ultramafiques dans certaines régions. Les dépôts meubles de surface sont très majoritairement composés de dépôts glaciaires, avec quelques dépôts fluviaux et glaciolacustres dans

les fonds de vallées. Ainsi, la nature des dépôts de surface est largement liée à l'évolution glaciaire et le mouvement régional des glaciers. Finalement, l'utilisation du sol est principalement forestière, avec quelques secteurs moins accidentés dont les terres ont une utilisation agricole. La zone étudiée des Appalaches ne couvre qu'un petit secteur de la province géologique, soit la section ouest de l'Estrée, qui regroupe près de 320 000 habitants.

Tout au long du présent rapport, la distinction entre les provinces géologiques des BTSL et des Appalaches est utilisée pour le traitement des données. Toutefois, il est important de mentionner que pour l'application de ces termes, les régions des BTSL et des Appalaches se limitent seulement aux secteurs visés par la présente étude (voir annexe A3). Ils ne font en aucun cas référence à la totalité des provinces géologiques, à moins d'indications contraires.

0.4 Méthode utilisée

Ce mémoire traite plus spécifiquement des teneurs en As, Se, Zn, Cd, Pb, Ni, Fe, Co, Mn, Cr, Be, Cu et Al dans les sols naturels des Basses-Terres du Saint-Laurent et du sud des Appalaches du Québec. Il existe plusieurs méthodes pour mesurer les concentrations en ETM dans les sols. Dans le cadre de cette étude, la procédure de détermination des métaux par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon (MA200 – Mét. 1.2) du CEAEQ a été utilisée pour extraire et mesurer les concentrations en ETM dans les sols. Cette méthode prévoit de dissoudre la partie extractible des métaux des sols dans une solution acide composée d'acide chlorhydrique (HCl) et d'acide nitrique (HNO₃). Le dosage des ETM contenus dans la solution acide est ensuite effectué avec un spectromètre à plasma d'argon de type ICP-

OES. Les ETM, une fois quantifiés, sont analysés statistiquement afin de déterminer les concentrations habituelles et les seuils maximaux de concentration dans les sols naturels. Plusieurs méthodes de traitement statistique sont employées pour caractériser les sols naturels. Finalement, la cartographie géochimique des TDFN est réalisée, afin de mieux visualiser la distribution des concentrations naturelles et d'identifier les secteurs problématiques.

La méthode utilisée dans le présent projet de recherche s'inscrit directement dans le cadre des *Lignes Directrices sur l'Évaluation des Teneurs de Fond Naturelle dans les Sols* (Ouellette, 2012) et permet ainsi de définir des critères spécifiques pour le secteur étudié conformément à la méthode proposée par le Ministère. De plus, la méthode utilisée est basée sur plusieurs études réalisées au Québec et à l'international, dont les études de Choinière et Beaumier (1997), Giroux *et al.* (1992), Saulnier et Gagnon (2002), OMEE (1993), Baize (2002), Sterckeman *et al.* (2007), Sterckeman *et al.* (2012), Loring (1978) et Villanneau *et al.* (2008). Le grand nombre d'études et de méthodes analytiques utilisées mondialement nous permet d'obtenir une validation solide de la méthodologie proposée dans le cadre de ce mémoire de recherche.

0.5 Structure du document

Le présent rapport de recherche est divisé en quatre chapitres distincts, ainsi que d'une conclusion. Les recommandations sur la suite des travaux à réaliser et les orientations futures des recherches sur les TDFN sont présentées dans la section *Conclusion*.

Le *Chapitre 1* traite de l'état de l'art en ce qui a trait la géochimie des sols au Québec et à l'international. Premièrement, les principaux ETM sont définis, leurs sources

naturelles et anthropiques sont identifiées et le comportement de ceux-ci dans l'environnement est caractérisé. Deuxièmement, les principales études traitant des TDFN au Québec et à l'international sont décrites. Finalement, le cadre législatif actuel et passé du Québec en ce qui concerne les sols contaminés, la gestion des remblais et déblais, ainsi que la caractérisation des TDFN est dressé.

Le *Chapitre 2* décrit la méthode employée et décrit les différentes analyses réalisées. La stratégie d'échantillonnage des sols et les méthodes d'analyses statistiques sont également présentées.

Le *Chapitre 3* présente les résultats d'analyse, notamment pour l'utilisation du territoire des sites d'échantillonnage, la granulométrie des sols, les concentrations en ETM et le pourcentage de matière organique. L'analyse statistique des concentrations en métaux naturels est également présentée, dont la moyenne, la distribution des centiles, les vibrisses de Tuckey internes et externes, les anomalies, l'identification préliminaire des secteurs problématique et les coefficients de corrélations et graphiques entre les éléments.

Le *Chapitre 4* traite de l'analyse approfondie des résultats. Premièrement, un retour sur la quantification des ETM est présenté et les secteurs d'exceptions sont clairement identifiés. Deuxièmement, les résultats obtenus sont comparés avec ceux des études antérieures et avec les critères A actuellement en vigueur. Finalement, des critères spécifiques sont établis pour les secteurs étudiés.

CHAPITRE I CADRE THÉORIQUE

Les connaissances scientifiques entourant les éléments traces métalliques (ETM) et les teneurs de fond naturelles (TDFN) sont considérables. Le présent chapitre recense le cadre théorique entourant ces deux sujets. En premier lieu, une description sommaire des principaux éléments traces métalliques (ETM) est réalisée. Ensuite, les principales études sur le sujet des TDFN sont répertoriées et le passif environnement de la région est décrit. Le cadre législatif au Québec en ce qui a trait les TDFN est défini. Finalement, le cadre réglementaire entourant la gestion des sols excavés au Québec est analysé.

1.1 Les Éléments Traces Métalliques (ETM)

Les éléments traces sont définis comme des éléments ayant une faible abondance dans des matériaux géologiques. Ils incluent des éléments de diverses propriétés chimiques, soit les métaux et les métalloïdes. Dans la littérature, ils sont fréquemment identifiés comme des « métaux » ou « métaux lourds », des appellations répandues à travers les experts scientifiques (Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007; Keepax *et al.*, 2009). Ils peuvent également être définis comme des micronutriments, des éléments essentiels ou des éléments toxiques de par leurs fonctions métaboliques chez les êtres vivants et en fonction de leur concentration. Les métaux et métalloïdes comprennent une variété d'éléments chimiques de masses atomiques différentes.

Les ETM regroupent plusieurs éléments chimiques entre les numéros atomiques 22 et 83 (Yong, 2001) :

- Les numéros atomiques 22 à 34 : Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ga, Ge, As, Se;
- 40 à 52 : Zr, Nb, Mo, Te, Ru, Rh, Pd, Ag, Cd, In, Sn, Sb, Te;
- 72 à 83 : Hf, Ta, W, Re, Os, Ir, Pt, Au, Hg, Tl, Pb et Bi.

Ces éléments ont un comportement physico-chimique distinct les uns des autres. Les éléments traces les plus souvent étudiés dans les sols du Québec dans le domaine de l'environnement sont l'Argent (Ag), l'Aluminium (Al), l'Arsenic (As), le Barium (Ba), le Cadmium (Cd), le Cobalt (Co), le Chrome (Cr), le Cuivre (Cu), l'Étain (Sn), le Fer (Fe), le Mercure (Hg), le Manganèse (Mn), le Molybdène (Mo), le Nickel (Ni), le Plomb (Pb), le Sélénium (Se) et le Zinc (Zn). Ces derniers sont les éléments les plus souvent associés avec les apports anthropogéniques, les lixiviats et les boues de sites d'enfouissement ou de résidus chimiques (Yong, 2001). Certains éléments, comme le fer et l'aluminium, sont mesurés en plus grande concentration dans les sols et ont une importance marquée sur les comportements géochimiques, dont la mobilité ou la signature géochimique des éléments traces métalliques.

La classification de Goldschmidt permet de regrouper les éléments en fonction de leur affinité avec une phase minéralogique. Les principales classes géochimiques sont :

- Les éléments lithophiles, qui ont de l'affinité avec les aluminates et les silicates ;
- Les éléments chalcophiles, qui ont de l'affinité avec le soufre ;
- Les éléments sidérophiles, qui ont de l'affinité avec le fer ;
- Les éléments atmophiles, qui ont de l'affinité pour les phases fluides.

Les éléments traces métalliques sont généralement trouvés sous forme ionique, une structure atomique électriquement chargée, dont la charge électrique est variable selon l'état d'oxydation et les conditions environnementales. La charge électrique de ces éléments fait de l'eau un excellent solvant, vu sa forte polarité. Toutefois, la majorité des éléments traces ne conservent pas longtemps une forme soluble dans l'eau : ils tendent à se fixer sur les colloïdes, la matière organique ou la fraction minérale en suspension dans l'eau (Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007). Les propriétés ioniques des éléments traces métalliques permettent à ces derniers de former des liens ioniques avec d'autres particules ou éléments du système terrestre (sol, eau, matière organique, minéraux, etc.). Les prochaines sections décrivent les principales caractéristiques des éléments traces métalliques analysés dans la présente étude, soit l'Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb et Zn.

La présente description des ETM reprend à plusieurs reprises l'étude de Kabata-Pendias et Mukherjee (2007), qui ont réalisé un inventaire complet des articles et ouvrages scientifiques dans le domaine des ETM. Cette étude recense la description chimique et la distribution des ETM dans l'environnement, en plus d'étudier leur comportement dans l'environnement et les effets pour la santé de l'humain et de la faune. Cet ouvrage est cité à plusieurs reprises dans les prochaines sous-sections, vu son excellente pertinence scientifique.

1.1.1 Aluminium (Al)

L'aluminium, un élément lithophile, est le troisième élément le plus abondant dans la croûte terrestre (Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007). Il est très fréquemment trouvé dans les minéraux et représente l'élément le plus abondant ou le deuxième en

abondance. Les principaux minéraux liés à l'aluminium sont les feldspaths, les micas et autres silicates. Les sols contiennent normalement entre 1 et 4 % d'aluminium, qui est principalement attribué au matériel parental. Au Québec, l'aluminium est peu variable entre les différentes provinces géologiques, avec des moyennes géométriques de concentration entre 0,49 % (Grenville) et 1,71 % (BTSL) (Choinière et Beaumier, 1997). Certaines maladies neurologiques sont liées à des concentrations élevées en aluminium dans les tissus humains. Également, l'inhalation fréquente de doses élevées en aluminium peut mener à des problèmes respiratoires (ATSDR, 2008a). L'aluminium est très mobile dans les sols acides et peut avoir des impacts significatifs sur la flore (toxicité).

1.1.2 Arsenic (As)

L'arsenic (As) est un métalloïde chalcophile largement répandu dans l'environnement à l'état naturel. Son comportement chimique se rapproche du phosphore. Il est retrouvé à de faibles concentrations (0,5 ppm à 2,5 ppm) dans la croûte terrestre et peut être concentré jusqu'à 30 ppm dans les sols de surface et jusqu'à 67 ppm dans les sols d'origine organique (Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007). Au Québec, l'arsenic est retrouvé dans des concentrations très variables entre chaque province géologique. Ainsi, la moyenne géométrique de concentration de l'As dans les Basses-Terres du Saint-Laurent est de 1,7 ppm, tandis qu'elle est de 7,1 ppm dans les Appalaches (Choinière et Beaumier, 1997). L'arsenic est rarement retrouvé sous forme élémentaire. Il se retrouve plus souvent sous forme sulfurée et en composés complexes avec le fer, le nickel, le cuivre et le cobalt (CCME, 1999a). L'arsenic peut être concentré dans certains minéraux comme la pyrite, qui peut contenir entre 5 et 10% d'arsenic par unité de masse (U.S. EPA, 2007). Aucune minéralisation géologique d'arsenic présentant un

potentiel minier n'est identifiée dans le sud du Québec (annexe A4). Les sources d'émissions naturelles d'arsenic dans l'environnement sont les éruptions volcaniques et les feux de forêt. Les sources anthropiques d'arsenic sont liées à l'exploitation de mine et de fonderies, ainsi que l'utilisation d'arséniate de cuivre chromaté (CCA) comme préservatif à bois de voie ferrée et de poteaux électriques (U.S. EPA, 2007). Les sols pollués peuvent atteindre des concentrations importantes en arsenic, allant de 100 ppm à plus de 20 000 ppm pour certains sols issus de secteurs miniers (Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007). L'agriculture peut être une source significative d'arsenic, vu les concentrations élevées retrouvées dans certains pesticides, fertilisants, amendements calcaires, boues ou engrais organiques (Matschullat, 2000). L'arsenic, lorsqu'accumulé en trop grande quantité dans le corps humain, peut avoir des conséquences sévères sur la santé. Il peut causer des effets neurologiques, des maladies cardiovasculaires, des problèmes respiratoires, de l'hypertension et d'autres effets sur l'humain (Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007). L'arsenic est particulièrement dangereux lorsqu'il est en grande concentration dans les eaux souterraines et peut provoquer des maladies « épidémiques », comme en Inde, au Bangladesh et au Bengale (Matschullat, 2000).

1.1.3 Cadmium (Cd)

Le cadmium est un métal chalcophile peu abondant dans la croûte terrestre, avec des concentrations variant entre 0,1 et 0,2 ppm (Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007). Dans les sols, les concentrations varient normalement entre 0,06 et 1,1 ppm, et jusqu'à 2,5 ppm dans les sols de nature organique. Au Québec, les moyennes géométriques de concentration varient entre 0,24 ppm et 0,32 ppm (Choinière et Beaumier, 1997). Les principaux minéraux associés au Cd sont la sphalérite, biotite, amphiboles et les

minerais de zinc et de plomb. Le cadmium a cinq usages industriels principaux : les piles de nickel/cadmium, les revêtements, les pigments, les alliages et les agents stabilisateurs dans les plastiques et produits synthétiques (CCME, 1999b). Le cadmium est actuellement utilisé comme ingrédient actif dans trois pesticides au Canada. Le comportement et la mobilité du cadmium dans les sols sont dirigés en fonction du pH et du type de sol. Les émissions anthropiques de cadmium sont de graves problèmes environnementaux, en particulier pour les terres agricoles, dont les cultures assimilent le cadmium et se concentrent dans les fruits et légumes destinés à la consommation humaine ou animale. Les plus grandes sources de pollutions anthropiques sont les dépositions atmosphériques et les engrais phosphatés. Selon Kabata-Pendias et Mukherjee (2007), la majorité de la pollution (90 %) en cadmium est concentrée dans la couche superficielle des sols, soit à une profondeur entre 0 et 15 centimètres. Le cadmium est l'un des métaux les plus toxiques pour les humains, en provoquant des problèmes rénaux, hypertensions, emphysemes, tumeurs aux reins et à la prostate, déformations squelettiques et effets sur les fonctions reproductrices.

1.1.4 Chrome (Cr)

Le chrome est un élément lithophile relativement abondant dans la croûte terrestre, avec des concentrations variant entre 125 et 185 ppm. Les roches ignées mafiques peuvent être particulièrement concentrées, avec des teneurs de plus de 3400 ppm. Dans les sols, les teneurs en chrome sont très variables, avec des concentrations mesurées jusqu'à 1100 ppm dans les loams argileux. La teneur moyenne terrestre en chrome dans les sols est de 54 ppm (Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007). Au Québec, les moyennes géométriques de concentration sont très variables, avec des valeurs comprises entre 6 ppm (Grenville) et 40 ppm (BTSL) (Choinière et Beaumier, 1997). Les deux états

chimiques les plus communs du chrome sont les états trivalent (III) ou hexavalent (VI) (CCME, 1999c). Le Cr(III) est une forme stable de l'élément, tandis que le Cr(VI) n'est pas stable d'un point de vue thermodynamique, se comporte comme un oxydant fort et n'existe que rarement en milieu naturel. Le chrome est normalement associé aux pyroxènes, amphibolites et micas. Les principaux indices de chrome dans le socle rocheux du secteur visé sont associés aux complexes ophiolitiques d'Orford. Plusieurs mines de chrome ont été exploitées par le passé dans le secteur de Saint-Denis-de-Brompton, au nord du Mont-Orford (voir annexe A4). Le chrome est principalement utilisé pour la production d'acier inoxydable et pour le plaquage chromé. Il est également utilisé dans l'industrie de la teinture et de la tannerie (cuir). Les principales sources de pollution à l'environnement sont les rejets de tanneries et les rejets d'usines d'épuration aux cours d'eau (Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007). L'état trivalent du chrome est un nutriment essentiel pour l'humain et une déficience en Cr(III) peut provoquer de nombreux problèmes de santé (Anderson, 2007 ; ATSDR, 2008b). Le Cr(IV) a des effets toxiques sur les humains, tels des problèmes aux reins et au foie, l'anémie et divers problèmes sanguins.

1.1.5 Cuivre (Cu)

Le cuivre est un élément chalcophile faisant partie de la famille des métaux de base. Il est relativement abondant dans la croûte terrestre, avec des concentrations variant entre 25 et 75 ppm. Dans les sols, les concentrations de cuivre peuvent être très variables, avec des concentrations maximales de 70 ppm pour les sables et 140 ppm pour les argiles (Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007). La concentration moyenne en cuivre est évaluée à 20 ppm pour l'ensemble des sols canadiens (CCME, 1999d). Au Québec, les moyennes géométriques de concentration du cuivre varient entre 39,6 ppm (fosse du

Labrador) et 10,8 ppm (BTSL) (Choinière et Beaumier, 1997). Le cuivre est associé à plusieurs minéraux, dont la chalcopryrite, bornite, chalcocite, covellite, cuprite, tenarite, malachite, azurite, sphalérite et pyrite. Plusieurs indices géochimiques de cuivre sont identifiés dans le socle rocheux du sud du Québec. Également, de nombreuses mines de cuivre ont été exploitées dans les Appalaches par le passé, notamment dans les secteurs d'Eastman, Knowlton, Sutton, Sherbrooke et Windsor (voir annexe A4). Selon Ellingsen *et al.* (2007), le cuivre est principalement utilisé dans les matériaux conducteurs d'électricité, la monnaie, l'artisanat et l'armement (munitions). Le cuivre est également utilisé à grande échelle en agriculture dans les engrais, les pesticides et comme additif dans la nourriture de bétails et de volailles. Les principales sources de contamination de cuivre sont liées aux activités agricoles (engrais, pesticides, boues d'épuration, eaux d'irrigation ou autres produits), ou aux activités industrielles (mines et fonderies) (CCME, 1999d). Les humains doivent consommer une certaine quantité de cuivre dans leur alimentation afin de garder une bonne santé (ATSDR, 2004). Un excès de cuivre peut provoquer plusieurs effets physiologiques, telle la détérioration des membranes et des fonctions enzymatiques et génétiques, ainsi que des lésions cellulaires (Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007).

1.1.6 Fer (Fe)

Le fer, un élément sidérophile, est le métal le plus abondant dans l'environnement et l'un des principaux constituants de la lithosphère. Sa concentration élevée dans la croûte terrestre (5 %) en fait un élément majeur, en plus de jouer un rôle prépondérant dans le comportement géochimique de plusieurs éléments traces métalliques. Dans les sols, les concentrations de fer sont normalement comprises entre 0,1 % et 10 % et sont fortement corrélées avec la teneur en particule fine ($< 2 \mu\text{m}$) (Kabata-Pendias et

Mukherjee, 2007). Au Québec, les concentrations varient normalement entre 0,85% et 2,03% dans les sols (Choinière et Beaumier, 1997). Les principaux minéraux associés au fer sont l'hématite, la magnétite, la goethite, la lépidocrocite, la ferrihydrite, l'ilménite, la limonite, la pyrite et la vivianite. Des indices géochimiques de fer retrouvés dans le socle rocheux sont observés dans le secteur de Sutton (voir annexe A4). Le fer est un élément essentiel pour l'être humain et une carence en cet élément peut causer l'anémie et réduire l'absorption des autres éléments. Un excès en fer est souvent attribué à l'utilisation de médicaments. Les conséquences d'un trop grand apport en fer sont des lésions au cœur et au foie, l'hématochromatose et la sidérose (Plumlee et Ziegler, 2003).

1.1.7 Manganèse (Mn)

Le manganèse, un élément sidérophile, est l'un des ETM les plus abondants de la lithosphère, avec des concentrations variant entre 350 et 2000 ppm. Les teneurs en manganèse sont très variables dans les sols, avec des concentrations situées entre 10 ppm et 9000 ppm (Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007). Des teneurs élevées en Mn sont mesurées dans les sols provenant de roches mafiques et dans les sols riches en fer et/ou en matière organique. Au Québec, le manganèse a des concentrations très variables dans les sols, avec des concentrations maximales de plus de 10 000 ppm (Choinière et Beaumier, 1997). La variabilité du manganèse dans les sols du Québec est reconnue et a fait l'objet de précisions quant à la gestion des sols naturels (MDDEP, 2012). Le manganèse est retrouvé sous forme minérale de pyrolusite, manganite, hausmanite, lithiophorite et birnessite (Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007). Il est principalement utilisé dans l'industrie métallurgique et électrique, ainsi que dans la production de pigments, céramiques et vitres (ATSDR, 2012). Il est également utilisé

en agriculture comme engrais ou fongicide. Les effets du manganèse sur la santé humaine sont généralement attribués à des concentrations élevées dans l'eau potable ou par la respiration de poussière. Une surexposition peut provoquer une détérioration des systèmes de transport des influx nerveux, des activités enzymatiques et des fonctions réceptrices (Bluteau et Belleville, 2012).

1.1.8 Nickel (Ni)

Le nickel est un élément sidérophile relativement peu abondant dans la croûte terrestre, avec le 24^e rang des éléments les plus abondants (ATSDR, 2005a). Par contre, il est très abondant dans les roches ultramafiques et mafiques, avec des concentrations respectives de 1400 à 2000 ppm et de 130 à 160 ppm. Il est retrouvé à une concentration moyenne de 20 ppm dans la croûte terrestre. Dans les sols, les concentrations varient entre 7 et 33 ppm dans les sols sablonneux et entre 23 et 50 ppm dans les sols argileux. Également, dans les sols dérivés de roches volcaniques ou de roches composées de serpentine, les concentrations en nickel sont très élevées avec des teneurs comprises entre 770 et 7375 ppm (Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007). Au Québec, les concentrations en nickel sont particulièrement élevées dans les Appalaches, avec des concentrations maximales de plus de 1000 ppm (Choinière et Beaumier, 1997). La teneur de fond naturelle élevée en nickel est un sujet d'actualité dans les secteurs de Magog et Orford. En effet, des TDFN anormalement élevées en nickel dans les sols sont mesurées dans ce secteur, ce qui cause des problèmes importants lors de la gestion des remblais et déblais (Laferrière, 2014). Des indices géochimiques sont observés dans le socle rocheux de la région, principalement liée aux complexes ophiolitiques d'Orford (voir annexe A4). Les principales sources d'émission anthropique en nickel sont liées aux activités métallurgiques et aux fonderies, à l'utilisation de combustibles

fossiles et à l'épandage de boues d'épuration et d'engrais au phosphate (Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007). Le nickel est généralement retrouvé lié aux particules contenant du fer ou du manganèse. Les effets du nickel sur la santé humaine sont variés et peuvent intervenir sous différentes formes. L'effet le plus courant est la réaction allergique au contact cutané, tandis que les effets les plus graves comportent les bronchites chroniques, la baisse des fonctions pulmonaires, le cancer des poumons ou le cancer des sinus nasaux lors d'inhalation de grandes concentrations de nickel (ATSDR, 2005a).

1.1.9 Plomb (Pb)

Le plomb est un élément métallique chalcophile qui est généralement retrouvé sous forme ionique dans l'environnement naturel (CCME, 1999e). Il s'agit d'un élément très nocif pour les humains, les animaux et l'écosystème, en plus d'être très persistant dans l'environnement. Selon Kabata-Pendias et Mukherjee (2007), la concentration du plomb est relativement faible dans la croûte terrestre, avec des concentrations variant entre 15 ppm et 40 ppm. Dans les sols, les concentrations sont généralement plus élevées dans les argiles (10 à 90 ppm) que dans les sables (4 à 40 ppm). Dans l'est de l'Europe, il est considéré que les sols non pollués (naturels) ont des concentrations inférieures à 100 ppm (Angelone et Bini, 1992). Au Québec, les concentrations de plomb sont très variables, même entre différents secteurs intraprovinciaux. Ainsi, la moyenne géométrique est de 4,4 ppm pour le secteur d'Upton et de 19,7 ppm pour le secteur de Saint-Polycarpe, tous deux situés dans la province géologique des Basses-Terres du Saint-Laurent (Choinière et Beaumier, 1997). Le plomb est généralement retrouvé lié aux hydroxydes, particulièrement ceux de fer ou de manganèse, ou lié à la matière organique du sol. D'un point de vue géologique, des gîtes identifiés de plomb

sont recensés dans le secteur de Dunham (voir annexe A4). Dans les années 1970 et 1980, la majorité des émissions anthropiques de plomb étaient associées à l'utilisation d'additifs dans l'essence pour ensuite être graduellement banni dans les années 1990. Toutefois, les importantes émissions de plomb ont contaminé les sols d'importantes régions urbaines et rurales, particulièrement près des grands axes routiers (Emmanuel et Erel, 2002). Les autres sources d'émissions anthropiques de plomb sont les mines, les fonderies, et autres productions industrielles, telles le plomb antimoné, les batteries et les oxydes de batteries, le plomb d'usage chimique, les fils de plomb de soudure, les alliages de cuivre et de plomb et la production de munitions (CCME, 1999e). Le plomb est également utilisé dans la production de pigments, de verre, de céramique et de pesticides et d'engrais (CCME, 1999e). Le plomb a des effets importants sur le système nerveux, et peut causer des faiblesses aux doigts, aux poignets et aux hanches. Le plomb peut également causer de l'anémie, des lésions au cerveau et aux reins, et, à de très fortes doses, causer la mort (ATSDR, 2007).

1.1.10 Zinc (Zn)

Le zinc est un élément chalcophile relativement abondant dans l'environnement, avec des concentrations variant entre 52 ppm et 80 ppm dans la croûte terrestre. Le zinc est un métal utilisé depuis le Moyen-âge, et son extraction industrielle à grande échelle a débuté à la fin du 18^e siècle. Dans les sols, les concentrations varient normalement entre 31 ppm et 100 ppm, selon la nature et l'origine du sol étudié (Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007). Au Québec, les concentrations de zinc sont très variables, même entre différents secteurs intraprovinciaux. Ainsi, la moyenne géométrique est de 35,7 ppm pour le secteur d'Upton et de 89,8 ppm pour le secteur de Saint-Polycarpe, tous deux situés dans la province géologique des Basses-Terres du Saint-Laurent. Les

concentrations en zinc dans les Appalaches sont plus uniformes, avec des moyennes géométriques variant entre 58,2 ppm et 85,6 ppm selon la sous-province étudiée (Choinière et Beaumier, 1997). Les principaux minéraux contenant du zinc sont la sphalérite, smithsonite, hémimorphite, zincite et willemite. Des indices géochimiques de zinc sont observés dans plusieurs secteurs différents, donc ceux de Sherbrooke, Potton-sud, Dunham, Acton Vale et Hemmingford (voir annexe A4). Le zinc est principalement utilisé dans le processus de galvanisation, dans la fabrication de laiton, bronze, oxydes, produits chimiques et poussière de zinc (CCME, 1999f). Les principales sources d'émissions de zinc sont l'usure naturelle des matériaux géologiques, la galvanoplastie, la fonte et la transformation de minerais, le drainage minier, les rejets d'égouts, la combustion de combustibles fossiles et la corrosion des alliages de zinc (CCME, 1999f ; Langner *et al.*, 2011). Le zinc est un élément essentiel pour l'humain. Par contre, il peut avoir de graves effets sur la santé lorsqu'inhalé ou consommé à trop grande concentration, soit des nausées, de l'anémie, des lésions au pancréas, et même la mort (ATSDR, 2005b).

1.2 Historique des études sur les Teneurs de Fond Naturelles (TDFN)

Les critères de teneurs de fond dans les sols (critères A) ont été publiés en 1988 dans la *Politique de réhabilitation des terrains contaminés* du Québec. Suite à l'adoption de ces critères, les préoccupations liées à des teneurs élevées en métaux de certaines régions du Québec ont débuté dans les années 1990. Les premières études sur les teneurs de fond naturelles (TDFN) des sols arables du Québec ont été publiées dans le but de déterminer les conséquences que peuvent avoir ces éléments naturels sur l'agriculture et ultimement, sur les ressources en eau souterraine (Giroux *et al.*, 1992). Le Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario (OMEE) publie en 1993

une étude réalisant l'inventaire des concentrations naturelles en métaux dans l'environnement, ci-nommé Ontario typical range (OTR). L'étude permet à la province de se doter d'une base de données considérable sur la géochimie des sols, végétation, matières organiques et de la neige. Cette analyse de la géochimie de divers matériaux mène à l'établissement des critères de concentrations typiques en métaux en 1993, qui sont ensuite révisés en 2009 (Edwards, 2010). En 1997, le Ministère des Ressources naturelles du Québec publie à son tour un ouvrage de référence sur la géochimie des sols et des sédiments du Québec (Choinière et Beaumier, 1997). Cette étude, destinée initialement à l'assistance pour l'exploration minière, procède à une analyse statistique des données géochimiques recueillies dans les sols et sédiments continentaux du Québec. Les données géochimiques ainsi récoltées seront ensuite validées pour l'établissement des critères de concentrations naturelles dans les sols (critères A) dans le document *Validation des critères A pour les sols* (SLC, 1998). Finalement, les critères A validés seront officiellement adoptés dans la *Politique ministérielle de Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés* (PPSRTC) en 1998. Puisque les sols présentent des TDFN élevées dans de nombreuses régions du Québec, le ministère publie en 2004 (révisé en 2007 et 2012) les *Lignes directrices sur l'évaluation des teneurs de fond naturelles dans les sols* (Ouellette, 2012). Ce document présente les approches acceptables pour évaluer correctement les TDFN dans les sols d'un terrain potentiellement contaminé ou naturellement enrichi. Finalement, la grande variabilité des concentrations de manganèse dans les sols naturels, ainsi que les problèmes de gestion inhérents, pousse le ministère à publier le *Cadre de gestion des teneurs naturelles en manganèse dans le sol* en 2012 (MDDEP, 2012). Le cadre de gestion assouplit les critères A en vigueur pour le manganèse sans égard aux critères B et C, simplifie la gestion des remblais et déblais, et permet, pour tous les sols naturels possédant des teneurs élevées en manganèse, de conserver le matériel sur le terrain d'origine ou de le valoriser sur un autre terrain. En somme, l'évolution des critères de concentration naturelle (critères A) pour les ETM adoptés au Québec est résumée à l'annexe B1. On constate un resserrement graduel des normes

en matière de teneurs de fond naturelles pour l'Ag, As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Se, Sn et Zn. La PPSRTC de 1998 effectue la distinction des concentrations naturelles entre les différentes provinces géologiques pour la première fois depuis la mise en place de critères A pour les ETM.

Les prochaines sous-sections traitent des principales études réalisées au Québec, afin d'obtenir un aperçu global des données géochimiques existantes, des méthodes utilisées, ainsi que de recenser les recommandations de chaque étude.

1.2.1 La première étude québécoise sur les TDFN

La première grande étude sur la caractérisation des concentrations naturelles en métaux dans les sols du Québec, réalisée par Giroux *et al.* pour le compte du MAPAQ est publiée en 1992. À cette époque, les critères utilisés pour interpréter les teneurs en métaux lourds dans les sols du Québec étaient ceux présentés dans le *Guide de bonnes pratiques pour la valorisation agricole des boues de stations d'épuration des eaux usées municipales*. L'analyse géochimique réalisée par Giroux *et al.* étudie 76 séries de sols naturels de zones agricoles, dont 20 proviennent des Basses-Terres du Saint-Laurent. L'objectif était de vérifier si les critères relatifs aux teneurs maximales en métaux lourds sont valables pour la caractérisation des sols du Québec. L'étude porte sur les éléments Cu, Co, Hg, Cd, Cr, Zn, Pb, Ni, Mn, Fe et Al. Les principaux résultats sont décrits à l'annexe C1. Les résultats démontrent la grande variabilité des concentrations de certains ETM dans les sols naturels.

Les données géochimiques des sols ont été divisées en fonction de la classe granulométrique (argile, loam argileux, loam et sable) des sols analysés. Une tendance

majeure est observée lors de l'analyse des concentrations naturelles en métaux : la capacité d'échange cationique (CEC), qui est un indicateur indirect de la quantité de minéraux argileux dans un sol, est un outil de grande valeur pour la détermination des teneurs de fond naturelles. En effet, il est constaté que les concentrations en métaux sont fortement dépendantes de la CEC d'un sol. De manière générale, les concentrations naturelles sont deux fois plus élevées lorsque la CEC est supérieure à 15. Les sols dont la CEC est inférieure à 15 regroupent des textures allant des sables aux loams sableux, alors que les sols qui possèdent une CEC supérieure à 15 regroupent des textures allant des loams aux argiles. La CEC est généralement évaluée à partir d'une équation mettant en relation les concentrations des ions H^+ , Al^{3+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ et NH_4^+ , mais les méthodes d'analyse et les résultats peuvent varier selon les études considérées (Samson *et al.*, 2011). Bien que l'évaluation de la CEC des sols puisse être un outil pratique en agronomie, aucune méthode d'analyse en laboratoire n'est actuellement accréditée par le CEAEQ.

Finalement, Giroux *et al.* recommandent de réviser certains critères de concentration en se basant sur le 95^e centile de la distribution statistique. Il est proposé de réviser les critères pour le nickel et le cobalt à la hausse respectivement à 50 ppm et à 30 ppm, tandis que les critères pour le cuivre, le mercure et le zinc devraient être revus à la baisse à 40 ppm, 0,1 ppm et à 110 ppm. Les critères A actuels de la PPSRTC ont été ajustés en fonction de ces recommandations : le Cu a été abaissé à 40 ppm, le Hg à 0.2 ppm et le Zn à 110 ppm, tandis que le Ni a été haussé à 50 ppm. Seul le critère du Co a été conservé tel quel.

1.2.2 Les études menant aux critères A actuels

L'étude de Choinière et Beaumier (1997) a été réalisée dans le cadre d'un inventaire de la composition géochimique des sols du Québec pour le compte du ministère des Ressources naturelles. La base de données géochimique provient du MRN et regroupe plus de 500 000 échantillons naturels de sols, sédiments et eaux, prélevés dans différentes régions du Québec. L'objectif de l'étude est de retracer les concentrations naturelles en métaux dans l'environnement, dit « bruit de fond », afin d'assister l'exploration minière, en plus de fournir de l'information pour l'évaluation de la qualité des écosystèmes et leur gestion en fonction des critères de santé. Il est à noter que la quasi-totalité des analyses utilisées pour les matériaux meubles sont constituées de sédiments de ruisseaux ou de fond de lacs. La base de données a été subdivisée en fonction des cinq (5) grandes provinces géologiques, puisque la concentration des éléments est fortement tributaire de la composition du socle rocheux. Les principales sous-divisions des secteurs géochimiques sont les suivantes : les Appalaches (A), les Basse-Terre du Saint-Laurent (B), le Grenville (G), le Supérieur et du Rae (S), et la Fosse du Labrador (F). Il est constaté que les teneurs naturelles en ETM sont très variables dans l'environnement. En effet, les variations de concentration entre les différentes provinces géologiques peuvent être importantes, tout dépendamment de la nature géologique et pédochimique des dépôts de surface. Les annexes C2 et C3 présentent la distribution statistique des TDFN évoquées dans l'étude de Choinière et Beaumier (1997), ainsi que les critères A de la *Politique de réhabilitation des terrains contaminés* (MEF, 1988) pour les Basses-Terres du Saint-Laurent et les Appalaches.

Tel que mentionné précédemment, le type de matériaux analysés est majoritairement composé de sédiments de ruisseau et de sédiments de fond de lacs. Les échantillons de sols ne comportent qu'une petite fraction de la base de données. Les concentrations en métaux (As, Cu, Mn, Ni, Pb et Zn) dans les sédiments de ruisseaux et dans les sols ont

été comparées, afin de vérifier la représentativité de ces concentrations dans la base de données. Il est conclu que les relations entre les concentrations de métaux dans les sols et les sédiments de ruisseau sont linéaires et du premier degré, et il n'a pas été jugé nécessaire de prendre en considération ces variations lors de l'analyse statistique. La division de la base de données en sous-provinces est également présentée dans l'étude de Choinière et Beaumier (1997). Les sous-provinces sont délimitées en fonction de la nature géologique du territoire ainsi que les différents domaines géochimiques. Il est constaté que les contrastes géochimiques sont souvent plus marqués entre les sous-provinces que ceux observés entre les différentes provinces géologiques.

En 1998, l'étude du MRN sur la géochimie des sols et sédiments (Choinière et Beaumier, 1997) est utilisée pour vérifier et ajuster les critères A en vigueur dans la *Politique de Réhabilitation des terrains contaminés* (MEF, 1988). L'analyse des données et les nouveaux critères proposés sont décrits dans le rapport *Validation des critères A dans les sols* (SLC, 1998). Le rapport fait état des études provenant du Québec et de juridictions étrangères sur les TDFN. Également, l'approche choisie pour la révision des critères A en vigueur ainsi que ses limites est présentée. Ainsi, les critères A pour les métaux pour chaque province géologique ont été fixés en fonction de divers paramètres de sélection, dont la position en fonction du rang centile (entre le 90^e et le 98^e centile) et la comparaison avec les critères B (MDDELCC, 2015b). Le rapport du SLC fait état de cinq principales limites de l'approche retenue, qui doivent être prises en comptes lors de l'interprétation des critères A de la PPSRTC :

- i. Utilisation quasi exclusive d'échantillons provenant de sédiments dans l'étude du MRN (Choinière et Beaumier, 1997). La comparaison des concentrations en métaux de ces deux types d'échantillons présente plusieurs similitudes, sauf pour le manganèse et le plomb, dont les concentrations sont de deux à trois fois plus élevées dans les sols que dans les sédiments ;

- ii. Les méthodes de préparation et d'analyse des échantillons varient entre les études du MRN (Choinière et Beaumier, 1997), MAPAQ (Giroux *et al.*, 1992), et les autres méthodes utilisées par le Ministère de l'Environnement et de la Faune ;
- iii. Le nombre restreint d'échantillons prélevés dans les Basses-Terres du Saint-Laurent. La représentativité de l'étude du MRN est conséquemment moins bonne pour cette région;
- iv. Lorsqu'il n'existe aucun point de comparaison dans l'étude du MRN pour un critère A actuel, ce critère est reconduit. Il ne peut donc pas être affirmé que les teneurs de fond pour ces substances ont été validées ;
- v. Lorsqu'il n'existe pas de critère A pour une substance donnée, le 98^e centile de l'Ontario est importé à titre de critère A (OMEE, 1993).

Finalement, pour les terrains où la teneur de fond naturelle en métaux n'est pas listée dans le rapport du MEF (1998), ou lorsque la valeur fournie ne semble pas appropriée, le promoteur, le consultant, ou autres personne d'intérêt peuvent évaluer la TDFN locale à l'aide d'une campagne d'échantillonnage. Il est proposé de choisir une seconde parcelle située dans la même région, mais à une distance d'au moins 1000 mètres et en direction opposée par rapport aux vents dominants. Les échantillons, une fois analysés, permettront de fixer un nouveau critère A à l'aide d'un calcul statistique. Les critères A pour les ETM révisés ont été adoptés dans la *Politique de Protection des Sols et de Réhabilitation des Terrains Contaminés* en 1998. Les critères A sont divisés en cinq provinces géologiques du Québec. Il est donc fréquent d'avoir plus d'un seuil de concentration pour le même élément, selon le secteur analysé. La majorité des critères A recommandés dans le document du MEF sont retrouvés dans la PPSRTC, sauf pour certains éléments majeurs qui ne possèdent pas de critère B ou C, tels l'Al, le Fe et le Na. La *Politique* est toujours en vigueur à ce jour, mais est actuellement en cours de révision.

Le 28 mars 2012 est publié le *Cadre de gestion des teneurs naturelles en manganèse dans le sol* (ci-après nommé « *Cadre de gestion* ») par le MDDEP. Ce document dresse les bonnes pratiques en matière de gestion des sols possédants des concentrations naturelles élevées en manganèse, un ETM présent en concentrations très variables dans les sols du Québec (Choinière et Beaumier, 1997). Le cadre de gestion est applicable lorsque des analyses de sol sont requises selon les *Lignes directrices sur l'évaluation des teneurs de fond naturelles dans les sols*, ou lorsque des analyses de concentrations naturelles en manganèse d'un terrain sont disponibles. D'une manière générale, le cadre de gestion dresse de nouveaux critères spécifiques pour chacune des provinces géologiques, en plus de décrire la marche à suivre lorsqu'une concentration naturelle en manganèse excède un critère. Il permet de gérer sans restriction d'usage les sols dont les concentrations en manganèse sont inférieures à 1210 ppm (Basses-Terres du Saint-Laurent) ou 2025 ppm (Appalaches), des seuils significativement plus élevés que les critères A actuels, de 770 ppm et 1000 ppm. Les sols dépassant ces concentrations sont préférablement conservés et réutilisés sur le terrain d'origine, puisque certaines restrictions d'usage s'appliquent lorsque ces sols sont excavés. En bref, le *Cadre de gestion* est l'un des premiers documents établissant de nouveaux seuils de concentrations qui remplacent les critères A de la PPSRTC. Il ouvre ainsi la voie à l'instauration de cadres de gestion pour d'autres éléments ou pour des régions spécifiques.

1.2.3 L'évaluation du bruit de fond local au Québec

Tel que démontré aux sections 1.2.1 et 1.2.2, les concentrations naturelles en métaux dans les sols sont très variables sur le territoire québécois. Le regroupement des différents domaines géochimiques en province géologique permet d'obtenir une

meilleure fiabilité des critères A fixés dans la PPSRTC. Toutefois, la présence de minéralisations géologiques enrichies en ETM provoque un dépassement des critères A à de nombreuses reprises dans les sols naturels. Le MDDEFP a publié en 2004 les *Lignes directrices sur l'évaluation des teneurs de fond naturelles dans les sols* (ci-après nommé « lignes directrices ») (Ouellette, 2012), qui présente les approches acceptables pour évaluer correctement les teneurs de fond naturelles dans les sols. La méthode proposée permet de fixer un critère spécifique qui substituera le critère A de la PPSRTC pour l'élément analysé. Le document a été révisé en 2007 et 2012 et a été utilisé à de nombreuses reprises par les consultants en environnement. Les lignes directrices servent essentiellement à différencier les concentrations naturelles en métaux des concentrations anthropiques en métaux par une méthode de traitement statistique. Plusieurs méthodes sont proposées en fonction de la situation rencontrée sur le terrain à l'étude :

- i. Si la qualité et la quantité des renseignements historiques sont suffisantes pour statuer sur l'absence de métaux anthropique dans les sols, aucune analyse supplémentaire n'est nécessaire et les sols peuvent être gérés sans restrictions ;
- ii. Dans le cas de propriétés où des activités anthropiques se sont déroulées, mais qu'il n'y a pas de lien entre ces activités et les métaux, et que les renseignements historiques sont suffisants, une conclusion similaire au point (i) pourrait être tirée. Toutefois, une expertise supplémentaire pourrait être requise afin de s'assurer de l'origine naturelle des métaux ;
- iii. Dans le cas de propriétés où des activités anthropiques se sont déroulées et que l'on soupçonne que les métaux présents dans les sols sont anthropiques, un échantillonnage et une analyse statistique de la distribution des concentrations en métaux dans les sols est nécessaires.

La méthode proposée pour l'évaluation des concentrations naturelles en métaux locale consiste à la prise d'échantillon témoin sur un terrain adjacent. Le site choisi doit être exempt d'impact anthropique, tels des forêts et des parcs boisés. Les échantillons témoins doivent être prélevés dans la même unité stratigraphique que celle où l'échantillon d'origine a été prélevé, et les premiers centimètres des sols en surface ne doivent pas être échantillonnés afin de ne pas comptabiliser les apports anthropiques aéroportés. Les échantillons sont ensuite analysés pour leur teneur en métaux. La limite supérieure des concentrations naturelles pour les distributions normales de concentration est calculée en fonction d'un intervalle de tolérance, tandis que les distributions ne suivant pas la loi normale sont analysées en fonction de la méthode de la vibrisse de Tuckey. Il est également possible d'utiliser les données disponibles dans des études antérieures comme échantillon témoin.

En bref, les lignes directrices proposent plusieurs méthodes de détermination de la TDFN locale qui peuvent être utilisées pour tout terrain susceptible de posséder des concentrations en métaux naturellement élevées dans les sols. Toutefois, la méthode proposée pour les distributions normales n'est valide que pour une population de 30 à 50 échantillons. Également, la méthode peut seulement être appliquée à un échantillonnage de sols situés dans la même unité stratigraphique, à une échelle locale.

Les méthodes d'analyse des teneurs de fond des études de Baize (2002), Sterckeman *et al.* (2007), Villanneau *et al.* (2008) et Steckeman *et al.* (2012) peuvent être utilisés comme référence. Ces études françaises utilisent principalement la méthode des vibrisses internes et externes pour fixer les seuils de teneur de fond en ETM dans les sols. Villanneau *et al.* (2008) a réalisé la cartographie de l'ensemble du territoire français avec l'utilisation des seuils de vibrisses pour les sols agricoles. Tel que décrit précédemment, la méthode de la vibrisse supérieure est également utilisée au Québec

dans les lignes directrices, et pourra donc être utilisée lors de l'évaluation des teneurs de fond naturelles.

1.3 Description du passif environnemental de la région

Le Québec a un lourd passif environnemental dans les régions fortement urbanisées, dû à une activité industrielle importante depuis la fin du 19^e siècle. Le développement industriel s'est effectué le long du fleuve Saint-Laurent, vu la facilité du transport des biens qu'apporte cet axe maritime (Faucher et Lamontagne, 1953). Dès 1820, l'agriculture occupait les meilleures terres arables des Basses-Terres du Saint-Laurent et les vallées fertiles des rivières. À l'époque, l'agriculture est la principale activité économique du Québec. L'industrie de la construction navale devient un pôle de développement économique au Québec au milieu du 19^e siècle. Toutefois, ce secteur s'essouffle à la fin du 19^e siècle, avec l'avènement de l'acier, du charbon et le développement du réseau ferroviaire. L'industrie minière du Québec débute avec l'extraction de l'amiante et de cuivre dans les Cantons de l'Est dans les années 1870. La fin du 19^e siècle est marquée par l'industrie de la chaussure, des textiles, les scieries et la fabrication de matériel roulant pour les chemins de fers. L'industrie du textile s'installa dans plusieurs villes du Québec au cours du dernier quart du 19^e siècle et au début du 20^e siècle, soit à Valleyfield (1874), Montréal (1875), Coaticook (1879), Chambly (1881), aux chutes Montmorency (1889), Trois-Rivières (1907) et Shawinigan (1909). L'activité industrielle du Québec fut radicalement changée au début du 20^e siècle. En effet, les États-Unis demandent de plus en plus de matériaux secondaires, comme les pâtes à papier, le cuivre et le fer, ainsi qu'une multitude d'autres matériaux et minerais en nombre de plus en plus important. Également, le charbon perd graduellement sa position dominante comme source d'énergie et

l'énergie hydraulique présente une alternative moins coûteuse pour les industries. Ainsi, des industries de pâtes à papier, d'aluminium, minières, chimiques et aéronautiques s'installèrent au Québec entre 1920 et 1940 (Faucher et Lamontagne, 1953).

L'histoire contemporaine du secteur industriel du Québec est plus variée. En effet, des industries métallurgiques, pétrochimiques, pharmaceutiques et autres industries de pointe ont vu le jour dans les 40 dernières années au Québec. Les principaux secteurs de production industrielle et manufacturière du Québec en 2015 sont les secteurs alimentaires, la transformation des métaux, les matériels de transport, les produits chimiques, les pâtes à papier, les produits métalliques, la production de machines, les produits du bois et autres secteurs de moindre envergure (Statistique Canada, 2015). Le secteur agricole a connu de grandes transformations depuis le milieu du 20^e siècle. En effet, la production à petite échelle et les fermes familiales ont graduellement cédé leur place à des terres agricoles de grande production. L'utilisation de pesticides et d'engrais s'est répandue et l'usage d'équipements agricoles motorisés est généralisé. Entre 1986 et 2006, les dépenses liées aux produits chimiques du secteur agricole (en dollars constants de 1992) sont passées de 43,9 M\$ à 70,5 M\$ (Statistique Canada, 2010).

Le secteur industriel est une source importante de contaminants à l'environnement. Tel que décrit à la section 1.1, les éléments traces métalliques peuvent provenir de plusieurs sources d'émissions anthropiques ou naturelles. Les fonderies émettent d'importantes quantités d'ETM par voie aérienne, qui peuvent être transportées sur de grandes distances avant de retomber à la surface du sol. Les matériaux de construction utilisés sur les bâtiments résidentiels, commerciaux ou industriels se dégradent et s'accumulent dans les sols de surface (Langner *et al.*, 2010). Les usines de pâtes à papier rejettent aux cours d'eau des métaux et autres produits chimiques. Les engrais, les pesticides et

les boues fertilisantes contiennent dans certains cas de grandes concentrations en métaux, qui sont absorbées par le sol, les plantes, ou qui migrent par les eaux de surface (ruissellement) ou vers les eaux souterraines (Giroux *et al.*, 2004). La combustion de carburant fossile lié au secteur des transport et l'industrie minière émettent également une importante quantité de ETM de natures diverses (Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007).

Toutes sources d'émission diffuse ou ponctuelle de métaux peuvent contribuer à un certain degré à augmenter les teneurs de fond régionales. En effet, des poussières aéroportées concentrées en métaux peuvent se déposer sur les sols à plusieurs kilomètres de sa source d'émission, ce qui a pour conséquence d'augmenter les concentrations en métaux de la couche superficielle des sols à une échelle régionale (Adamo *et al.*, 1996). Des eaux contaminées traitées provenant d'usines ou de station d'épuration municipale peuvent encore contenir une certaine concentration en métaux (Dartois et Daboval, 1999) et ainsi contribuer à augmenter la concentration en métaux dans les sédiments de ruisseaux, rivières et lacs. L'activité industrielle du Québec peut avoir un impact considérable lorsque les concentrations en métaux dans les sols dits « naturels » sont analysées. Il est donc essentiel de prendre en considération ces apports diffus et de grande échelle lors de la réalisation d'études sur les teneurs de fond naturelles et dans les caractérisations environnementales et d'adopter des méthodes d'échantillonnages qui limitent les biais analytiques.

1.4 Cadre législatif du Québec pour la gestion des sols et interprétations

Au Québec, la législation concernant la protection de l'environnement est encadrée par la *Loi sur la Qualité de l'Environnement* (LQE) (MDDELCC, 2015f). La LQE, adoptée initialement en 1972, consiste d'un premier document législatif du Québec encadrant les activités humaines et la protection de l'environnement. La LQE a été modifiée et révisée à plusieurs reprises depuis son adoption. En 2002 a été adoptée la *Loi modifiant la Loi sur la Qualité de l'Environnement et d'autres dispositions législatives relativement à la protection et à la réhabilitation des terrains*, modifiant la section IV.2.1 de la LQE. Cette loi donne plus de pouvoir au Ministre concernant la protection et la décontamination des terrains contaminés. Elle introduit des responsabilités accrues pour les entreprises appartenant à des secteurs commerciaux ou industriels désignés.

De la LQE découle un grand nombre de règlements qui dressent un cadre législatif appliqué en fonction du secteur visé. Les règlements adoptés en matière de sols et terrains contaminés permettent la mise en œuvre de la *Politique de protection des sols et de la réhabilitation des terrains contaminés* (PPSRTC). Les règlements sont des outils légaux sans lesquels la majorité des éléments introduits dans la PPSRTC seraient inopérants. Les règlements suivants encadrent les activités liées à la PPSRTC :

- i. Le *Règlement sur la Protection et la Réhabilitation des Terrains* (RPRT) (2003) assure une protection accrue des terrains et leur réhabilitation en cas de contamination ;
- ii. Le *Règlement sur le Stockage et les Centres de Transfert de Sols Contaminés* (RSCTSC) (2007) a pour objectif d'améliorer la gestion de sols contaminés excavés ;
- iii. Le *Règlement sur l'Enfouissement de Sols Contaminés* (RESC) (2001) vise à encadrer l'aménagement, l'exploitation, la fermeture et le suivi post-fermeture

des lieux d'enfouissement de sols contaminés. Il interdit également l'enfouissement de sols fortement contaminés sans traitement préalable ;

- iv. Le *Règlement sur l'Évaluation et l'Examen des Impacts sur l'Environnement* (REEIE) (1981) encadre certains projets d'envergures et leurs impacts environnementaux.

La *Politique de Protection des Sols et de la Réhabilitation des Terrains Contaminés* (PPSRTC) est l'élément principal de la stratégie en matière de gestion des terrains contaminés au Québec. Elle met de l'avant des moyens pour évaluer et gérer le risque à la santé ou à l'écosystème, dont la principale est l'approche par critères génériques modulés selon l'usage. L'analyse de risque est également prévue, mais dans les faits, n'est que très rarement utilisée avec seulement 110 projets entre 1995 et 2010 (Hébert et Bernard, 2013). L'approche par critères propose trois critères selon l'usage, soit : A récréatif/naturel, B résidentiel, C commercial/industriel. Un terrain dont la concentration d'un élément dans les sols dépasse les concentrations prescrites par les critères génériques selon l'usage doit être décontaminé ou excavé et géré sécuritairement pour que le terrain ne soit pas affublé d'une restriction d'usage.

Une précision importante doit être apportée sur l'utilisation du terme « sol » dans les documents législatifs du Québec. Bien que la distinction des « sols » et « non-sols » est claire dans le *Système Canadien de classification des Sols* (comité d'experts sur la prospection pédologique, 1998), aucune précision n'est apportée sur la définition des « sols » dans la PPSRTC ou dans le RPRT. Dans ces documents, le terme « sol » est abordé sous forme générique comme tout matériel meuble, naturel ou non, déposé à la surface de la Terre. Cela peut inclure un sol naturel, un sol remanié ou déplacé par une activité anthropique, un sol formé par agrégation ou de sédiments dragués à la surface. Toutefois, il est à noter qu'une distinction est faite entre les sols et les matières résiduelles dans les documents législatifs.

1.4.1 La notion de teneur de fond naturelle et de critère A

La notion de teneur de fond naturelle n'est que peu abordée dans la LQE, la PPSRTC et les différents règlements en vigueur. Avant de pouvoir bien identifier la notion de teneur de fond naturelle, il est essentiel de définir quelques termes. Les définitions sont directement tirées du Glossaire de la PPSRTC (MDDELCC, 2015h).

- i. « Contaminant : Une matière solide, liquide ou gazeuse, un micro-organisme, un son, une vibration, un rayonnement, une chaleur, une odeur, une radiation ou toute combinaison de ces éléments susceptibles d'altérer de quelque manière la qualité de l'environnement »
- ii. « Environnement : L'eau, l'atmosphère et le sol ou toute combinaison de l'un ou de l'autre de ces éléments ou, d'une manière générale, le milieu ambiant avec lequel les espèces vivantes entretiennent des relations dynamiques »
- iii. « Teneur de fond : une concentration ambiante d'un contaminant dans les sols ou les eaux souterraines reflétant les variations géologiques naturelles »

Selon les définitions apportées dans la PPSRTC, les contaminants sont définis au sens large, sans distinction entre les sources d'émissions naturelle ou anthropique. Les métaux et métalloïdes peuvent donc être définis comme des contaminants retrouvés dans l'environnement, en fonction de leur impact sur la qualité de l'environnement. La teneur de fond représente la concentration ambiante d'un élément susceptible d'altérer la qualité de l'environnement (contaminant), et reflète les variations géologiques naturelles. La notion de teneur de fond fait donc référence à une absence d'impact anthropique sur les concentrations naturelles en éléments, et ne doit pas être influencée par les émissions anthropiques de contaminants.

Dans le *Règlement sur la Protection et la Réhabilitation des Terrains*, les critères de concentration B et C en métaux pour les sols sont décrits dans les annexes I et II. La notion de teneur de fond naturelle ou de critère A n'est toutefois pas abordée directement, et aucune valeur limite explicite n'est fixée. Toutefois, le dernier paragraphe de l'article 1 du RPRT aborde la notion de teneur de fond naturelle :

En outre, lorsqu'un contaminant mentionné dans la partie I (métaux et métalloïdes) de l'annexe I ou II est présent dans un terrain en concentration supérieure à la valeur limite fixée à cette annexe et qu'il n'origine pas d'une activité humaine, cette concentration constitue, pour les fins des articles 31.51, 31.52, 31.54, 31.55, 31.57, 31.58 et 31.59 de la Loi sur la qualité de l'environnement, la valeur limite applicable pour ce contaminant. (RPRT, D. 216-2003, a. 1; D. 1294-2011, a. 1.)

En résumé, lorsqu'un métal ou métalloïde présent dans un sol dépasse les concentrations citées aux annexes I ou II, et que le sol n'a pas subi d'apports anthropiques, la valeur mesurée dans le sol naturel devient la valeur limite applicable pour cet élément. Puisque la valeur mesurée constitue la nouvelle valeur limite, le sol analysé respecte les valeurs limites en métaux et ne requiert donc aucune intervention supplémentaire dans le cadre de la LQE. Les sols naturellement enrichis ne sont pas soumis à des restrictions d'usages ou à une gestion particulière dans le cadre du RPRT et de la LQE, tant qu'ils ne constituent pas une source de nuisance pour la santé humaine et l'écosystème. En bref, il est reconnu dans le RPRT que les teneurs de fond réelles en contaminants naturels peuvent substituer les critères A présentés dans la PPSRTC.

Aucun critère pour la qualité des sols agricoles n'est intégré dans la grille de critères de la PPSRTC. Il est toutefois conseillé que les terrains agricoles respectent les critères A. Dans le cas de sols ne respectant pas ce niveau de qualité, il faut prouver que les concentrations sont sécuritaires pour un usage agricole et pour la consommation. Les teneurs de fond naturelles en métaux sont utilisées comme objectif de décontamination

en cas d'intervention environnementale pour les terrains dont les concentrations antérieures sont inconnues. Il est donc important de recenser les TDFN afin de mieux connaître les objectifs de décontamination en cas d'intervention environnementale. Le critère A est aussi utilisé dans le cas d'intervention en milieu naturel ou nordique : il est le premier objectif de décontamination.

Le survol des dispositions législatives et utilisation du critère A a permis de mieux comprendre les applications et l'importance de l'évaluation et de la validation des teneurs de fond naturelles pour les métaux et métalloïdes. Les critères A sont utilisés comme objectifs de décontamination dans le cas d'intervention environnementale, pour les milieux naturels ou nordiques et pour les terrains agricoles. Également, il a été démontré que dans le cadre du RPRT, de nouveaux seuils de concentration peuvent être fixés pour les terrains possédant des TDFN élevées. Un inventaire des concentrations naturelles permettra de fixer des critères spécifiques en fonction des TDFN mesurées dans les secteurs à l'étude.

1.4.2 La gestion des terres excavées au Québec

Un aspect problématique de l'actuelle réglementation du Québec est la gestion des sols excavés et leur valorisation. En effet, les critères génériques ne considèrent pas les circonstances particulières qui peuvent intervenir sur le terrain, telles la disposition du site et les mesures de mitigations, la nature du matériel contaminé, le comportement et la disponibilité des contaminants, ainsi que l'effet synergique possible de certains éléments dans le cas d'une contamination mixte (Bluteau et Belleville, 2011). L'utilisation de critères génériques est donc implicitement plus restrictive, afin de couvrir la grande majorité des situations pouvant intervenir dans le cadre d'études

environnementales. Les options de gestion des sols contaminés excavés sont déterminées par le MDDELCC. Le Ministère estime que la gestion et la valorisation des sols contaminés doivent se faire en fonction des critères génériques de la manière décrite dans la grille intérimaire de gestion des sols contaminés excavés (annexe B2). La grille intérimaire de gestion des sols contaminés excavés est en vigueur depuis l'entrée en vigueur du Règlement sur l'enfouissement de sols contaminés (RESC). La réaffectation des sols traités est prônée dans l'optique d'un développement durable. La grille de gestion suit quatre principes de base, qui doivent être respectés lors de la gestion des sols :

- i. La qualité des sols non contaminés doit être maintenue et protégée ;
- ii. La décontamination des sols contaminés excavés est privilégiée ;
- iii. La dilution est inacceptable ;
- iv. L'objectif de décontamination est la réutilisation des sols.

Tel qu'indiqué dans la grille de gestion des sols contaminés excavés, la gestion des sols dont les concentrations en contaminants sont plus petites que A n'est pas réglementée : les sols peuvent être gérés sans restriction. En outre, la gestion des sols situés dans les plages de concentration A-B et B-C est complexe et comporte plusieurs restrictions d'usage, tout dépendamment du niveau de concentration mesuré. Selon la grille de gestion, un sol dont les concentrations naturelles en ETM dépassent les seuils de concentration A doit être géré au même titre qu'un sol contaminé, à moins qu'une évaluation de la teneur de fond naturelle ne démontre l'absence de contamination anthropique et qu'un critère spécifique ait été fixé pour la région. Si l'origine des sols n'est pas connue, comme dans le cas de remblai d'origine inconnue, les sols excavés doivent être gérés comme des sols contaminés et respecter les restrictions d'usage de la grille de gestion. Il est donc essentiel de connaître les teneurs de fond en ETM régionale et locale afin de prévenir une gestion déficiente des sols naturels excavés.

Le *Cadre de gestion des teneurs naturelles en manganèse dans le sol*, publié par le MDDEP en 2012, permet de préciser les concentrations naturelles en manganèse dans les différentes provinces géologiques. Tel que décrit à la section 1.2.2, le document définit de nouveaux critères spécifiques régionaux, en plus de préciser les restrictions d'usages et les pratiques appropriées lors de la gestion des sols excavés. Le cadre de gestion permet de dépasser les critères A établis dans la PPSRTC pour les sols dont l'origine naturelle des ETM est prouvée. Ainsi, le cadre de gestion favorise la bonne gestion de sols excavés possédant une teneur de fond en ETM naturellement enrichie en fixant des balises claires, en prônant une réutilisation des sols sur le même site ou sur un autre terrain, et en limitant l'enfouissement des sols propres. Malgré la mise en place de la grille de gestion des sols excavés et de dispositions par rapport au manganèse, l'industrie peine à trouver des solutions de valorisation pour les sols situés dans les plages de contamination A-B et B-C (Chalifoux, 2013). La valorisation des sols possédant des concentrations naturellement enrichies en métaux est également problématique au niveau réglementaire, et la gestion de ces sols est complexe et peu régulée (Laferrière, 2014). Il serait donc essentiel de mieux documenter les teneurs de fond naturelles en ETM dans les sols et de définir un nouveau cadre de gestion des sols naturellement enrichis excavés.

En réponse aux problèmes liés à la valorisation des sols, le MDDELCC publie une note d'instructions en février 2015 à l'attention des analystes des directions régionales du Ministère, soit *Applicabilité de l'article 4 du Règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols contaminés aux sols contenant des teneurs naturelles en métaux et métalloïdes inférieurs à l'annexe I de ce règlement* (MDDELCC, 2015i). Cette publication précise les dispositions législatives et réglementaires en matière de gestion des sols naturellement enrichis en ETM, ainsi que l'applicabilité de l'article 4 du RSCTSC, soit :

4. Il est interdit de déposer des sols contenant des contaminants en concentration inférieure aux valeurs limites fixées par l'annexe I sur ou dans des sols dont la concentration de contaminants est inférieure à celle contenue dans les sols déposés. Ils ne peuvent non plus être déposés sur ou dans des terrains destinés à l'habitation sauf s'ils sont utilisés comme matériaux de remblayage dans le cadre de travaux de réhabilitation de terrains faits conformément à la Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2) et si leur concentration de contaminants est égale ou inférieure à celle contenue dans les sols où ils sont déposés. Le présent article ne s'applique toutefois pas aux sols déposés sur leur terrain d'origine ni aux sols déposés sur le terrain à partir duquel a eu lieu l'activité à l'origine de leur contamination. (RSCTSC, D. 15-2007, a. 4.)

Il est indiqué dans la note d'instructions que l'article 4 du RSCTSC ne s'applique pas aux sols contenant des teneurs naturelles inférieures à l'annexe I, soit les sols situés dans la plage de concentration A-B. La méthodologie proposée par les Lignes directrices, telle que décrite à la section 1.2.3, doit être utilisée pour que les concentrations contenues dans un sol soient reconnues comme des teneurs naturelles. Les dispositions du RESC ne sont également pas applicables aux sols contenant des teneurs naturelles inférieures à l'annexe I. Ces mesures permettront d'augmenter le potentiel de valorisation des sols naturellement enrichis excavés et d'alléger la gestion de ces sols au Québec.

CHAPITRE II MÉTHODOLOGIE

2.1 Stratégie d'échantillonnage

Dans le domaine des caractérisations environnementales, il existe quatre principaux types de stratégie d'échantillonnage : aléatoire, systématique, ciblée ou combinée (Canadian Society of Soil Science, 1993 ; MDDEP, 2009). Dans le cadre de la présente recherche, la stratégie d'échantillonnage combine les stratégies aléatoires et systématiques. De cette manière, une bonne densité d'échantillonnage est conservée sur tout le territoire par l'échantillonnage systématique, en plus d'avoir des secteurs avec une résolution plus fine, sans égard à la nature géologique ou pédologique du sol, grâce à l'échantillonnage aléatoire. L'échantillonnage systématique est réalisé avec un maillage de plus ou moins 10 kilomètres (entre 4 et 15 km). L'échantillonnage aléatoire a été réalisé dans le cadre de mandats d'études environnementales et hydrogéologiques sur des terrains privés, par la compagnie *Environnement LCL inc.*, notre partenaire industriel pour le projet.

Au total, 140 échantillons de sol ont été prélevés sur l'ensemble du territoire visé (voir figure 2.1). De ces échantillons, 82 ont été prélevés dans la province géologique des Basses-Terres du Saint-Laurent et 58 dans les Appalaches. L'utilisation du territoire du site d'échantillonnage et des sites voisins est notée pour chaque sol prélevé. La densité d'échantillonnage de l'ensemble du territoire est évaluée à un échantillon par 80 km². Toutefois, la densité d'échantillonnage est variable en fonction des secteurs étudiés. Le sud de la zone visée, soit la bande de territoire longeant la frontière canado-américaine, n'est que très peu représenté (1 échantillon par 350 km²), tandis que la grande région de Granby est plus densément échantillonnée (1 échantillon par 55 km²). En plus de

répondre aux critères spécifiques de la stratégie d'échantillonnage tel que décrit précédemment, les sites sélectionnés doivent correspondre aux critères énumérés ci-dessous.

- i. L'utilisation du territoire du site doit être :
 - Un terrain boisé et vacant (forêt mature, zone en reforestation, forêt protégée, etc.);
 - Un terrain vague non développé (en friche);
 - Un terrain agricole;
 - Un terrain résidentiel;
- ii. Le site ne doit pas être situé à proximité d'une usine, d'un quartier industriel, d'une sablière ou carrière en exploitation, ou de toute autre source potentielle d'ETM et de poussière ;
- iii. Le site ne présente aucun indice de contamination ou de remblaiement.

Les critères de sélection des sites d'échantillonnage ainsi établis tendent à favoriser les terrains actuellement vierges ou peu susceptibles d'avoir subi des apports anthropiques en ETM. De cette manière, la représentativité des échantillons de sol du domaine naturel local et régional est assurée. Il est impératif que les sols échantillonnés soient à l'état naturel (non remaniés) et ne présentent aucune contamination de source anthropique, puisque l'objectif de notre projet est de caractériser les concentrations naturelles en ETM dans les sols.

2.2 Échantillonnage, évaluation visuelle et conservation

L'échantillonnage des sols est réalisé avec une pelle ou une tarière manuelle. Ces instruments, faciles d'utilisation, prélèvent des échantillons remaniés en faible profondeur (0-100 cm) (MDDEP, 2009). Les outils sont nettoyés entre chaque site d'échantillonnage. Les échantillons sont prélevés dans l'horizon pédologique B, sous les horizons pédologiques O et A, afin d'éliminer le risque d'apports anthropiques en métaux aéroportés. En effet, les horizons de surface O et A, correspondant aux couches de matière organique de surface et de sol « mixte » (Brady et Weil, 2002), sont hôtes de nombreuses transformations physico-chimiques, en plus d'être exposés aux apports en ETM anthropique. L'horizon B est un horizon minéral du sol caractérisé par l'accumulation de matière organique et d'argiles. Plusieurs processus de formation des sols prennent place dans cet horizon, notamment l'hydrolyse, la réduction ou l'oxydation (Comité d'experts sur la prospection pédologique, 1998). Finalement, l'horizon pédologique C est un horizon minéral non influencé par les processus pédogéniques. Cet horizon est plutôt influencé par le matériel parental (roc) sous-jacent et est souvent retrouvé sous forme de roc altéré. Ainsi, dans le cadre du présent projet, les échantillons ont tous été prélevés dans l'horizon pédologique B. Pour les terrains à vocation agricole, l'échantillon de sol est prélevé sous la couche labourée de dépôts meubles. Dans tous les cas, aucun échantillon n'est prélevé dans une couche de remblai ou de sol remanié. Les sols échantillonnés doivent être à l'état naturel et ne doivent pas avoir subi d'apports anthropiques en ETM.

La description de la texture des sols est réalisée d'une manière visuelle et tactile sur le terrain, et comprend la granulométrie, plasticité, couleur, densité et humidité. La texture des sols est définie avec une estimation des pourcentages de sable, limon et argile, selon les classes granulométriques définies à l'annexe B3. Les échantillons, une fois extraits du sol, sont minutieusement placés dans des sacs en polyéthylène

identifiés. Des échantillons composites sont prélevés (si possible), dans le même sondage ou dans un sondage distinct dans la même unité pédologique. Suite à l'échantillonnage, les échantillons sont conservés au réfrigérateur à 4°C jusqu'à leur analyse en laboratoire.

2.3 Étude historique

Bien que les conditions actuelles du terrain soient un bon indicateur de la nature des sols et du niveau d'impact anthropique que ce dernier a subi, l'analyse historique nous permet d'obtenir une meilleure fiabilité dans ce domaine. Les données historiques du terrain peuvent fournir des renseignements sur les vocations du terrain, les activités à risque environnemental et les activités de remblaiement et déblaiement (MDDEP, 2009). L'objectif de la présente étude étant de caractériser la teneur en ETM dans les sols naturels, il est important de faire l'inventaire de la documentation historique afin de s'assurer de la qualité des terrains échantillonnés.

Plusieurs sources peuvent être consultées lors du recensement historique, telles que le registre foncier de la propriété, le plan d'assurance-incendie, le répertoire des terrains contaminés (RTC), le certificat de localisation, le plan d'aménagement du terrain et les photos aériennes (MENV, 2003). Dans le cadre de cette étude, seules les photos aériennes ont été consultées pour les terrains présentant un développement urbain notable ou un niveau de concentration en métaux anormal. En effet, le faible développement urbain des sites échantillonnés choisis limite le nombre de documents disponibles sur leur aménagement. Les photos aériennes donnent des renseignements historiques précis et fiables sur l'utilisation et les activités à risque présentes sur le terrain.

L'étude historique par analyse de photos aériennes comprend la consultation des photos par intervalle de 10 ans et de noter toutes les utilisations du terrain à l'étude et des terrains voisins. Les sources potentielles d'ETM à proximité du site ou la présence de remaniement (remblaiement ou déblaiement) du sol sont notées. De cette manière, les risques environnementaux associés à des activités émettant des métaux peuvent être détaillés.

2.3 Analyses en laboratoire

2.3.1 Extraction chimique des ETM dans les sols

La procédure de métaux extractibles (MA200 – Mét. 1.2) du CEAEQ (2012a) permet de mesurer la teneur en métaux extractible dans un échantillon de sol. La terminologie officielle proposée par le CEAEQ (2012b) pour les ETM caractérisés par cette méthode est les « métaux extractibles totaux ». Cette norme est actuellement utilisée dans les laboratoires accrédités du Québec et dans le cadre des études de caractérisations environnementales. Les résultats obtenus peuvent donc être comparés aux résultats de concentration en métaux obtenus dans le cadre de différentes études québécoises.

Les échantillons de sol sont préalablement séchés à 105°C jusqu'à stabilisation du poids, puis tamisés à 2 mm. La méthode prévoit la solubilisation des métaux contenus dans un échantillon de sol de 1 g dans une solution acide composée de 10 ml de HCl 20 % et de 4 ml de HNO₃ 50 %, chauffé à reflux pendant 30 minutes. Le traitement acide à chaud provoque la solubilisation dans la solution acide des métaux disponibles pour l'environnement. Il est à noter que les métaux inclus dans le réseau cristallin des sols ne sont pas minéralisés par cette méthode (CEAEQ, 2012b). La solution acide

extractrice est ensuite refroidie à la température de la pièce et filtrée à 0.45 μm sous vide. Finalement, la solution filtrée est complétée à 100 ml avec de l'eau *milli-Q* et conservés dans une bouteille de plastique au réfrigérateur à 4 °C, à un pH < 2.

2.3.2 Mesure et quantification des ETM

Le dosage des métaux est réalisé par l'entremise d'un appareil à source ionisante au plasma d'argon. Les analyses ont été réalisées durant le mois de décembre 2014 sur l'appareil de dosage ICP-OES 5100 de *Agilent Technologies*, au département de Chimie de l'UQAM. L'appareil de dosage ICP-OES a été choisi pour sa grande précision, sa fiabilité et sa rapidité. En effet, les limites de détections de méthode (LDM) de l'appareil sont beaucoup plus basses (entre 0.01 ppm et 0.1 ppm) que les concentrations devant être mesurées. De plus, l'appareil permet d'analyser un grand nombre d'éléments simultanément. Lorsque couplé à un échantillonneur automatique, l'ICP-OES permet d'analyser un grand nombre d'échantillons en continu, avec un temps d'analyse moyen d'une minute par échantillon. Cet instrument est donc parfaitement adapté aux spécificités du présent projet de recherche.

Suite à l'extraction des métaux contenus dans l'échantillon de sol par la solution acide selon la méthode décrite à la section 2.3.1, la solution résultante est transférée dans une fiole, puis placée dans l'échantillonneur automatique de l'ICP-OES. Le liquide est ensuite acheminé dans un plasma d'argon par l'intermédiaire d'une pompe péristaltique et d'un nébuliseur. Les métaux contenus dans le liquide sont atomisés et ionisés dans le plasma et mesurés en fonction de la longueur d'onde et de l'intensité captée par le détecteur. Finalement, la concentration des ETM est déterminée par

comparaison entre les intensités de l'échantillon et des solutions étalons (CEAEQ, 2012a).

Les résultats sont exprimés en termes de masse de métal par volume de solution acide, qui peut être converti en concentration de métal par kilogramme d'échantillon sec, ou en partie par millions (ppm) (voir formule 1).

$$C_{sec} = \frac{C_{sol} * V_{sol}}{M_{sec}} \quad (1)$$

C_{sec} : Concentration massique d'ETM par unité de masse de sol sec (mg/kg)

C_{sol} : Concentration massique d'ETM par unité de volume de solution acide (mg/L)

V_{sol} : Volume de solution acide (L)

M_{sec} : Masse de sols secs extraits par la solution acide (kg)

2.3.3 Analyse granulométrique

L'analyse granulométrique permet de mesurer la distribution de la taille de particules dans un sol. L'analyse granulométrique utilise un ou plusieurs tamis pour évaluer la distribution des particules grossières (sables et graviers), tandis que l'analyse par sédimentométrie fait plutôt appel à la vitesse de sédimentation des particules dans l'eau pour évaluer la distribution des particules fines (limons et argiles). Les proportions de particules de sable, de limon et d'argile mesurées sont représentées dans le triangle granulométrique et la texture de l'échantillon est identifiée (voir annexe B3).

L'analyse granulométrique est réalisée avec un tamis de 53 μm (*ASTM E-11 Standard*, No. 270), qui délimite les particules de sables et les particules plus fines que 53 μm (limons et argiles). Les échantillons de sols, préalablement séchés à 105°C jusqu'à stabilisation du poids, sont tamisés à 53 μm avec de l'eau. Le résultat est exprimé sous forme de pourcentage de particules passant le tamis 53 μm (limons et argiles). La distribution détaillée des particules fines (<53 μm) n'est pas analysée dans le cadre de l'analyse granulométrique.

L'analyse par sédimentométrie suit le protocole standard ASTM D 422-63, « *Standard test method for Particle-size analysis of Soil* ». L'analyse permet de mesurer la distribution des tailles de particules pour les sols comportant une bonne proportion de particules fines, soit les loams et les argiles. La méthode fait appel à la vitesse de sédimentation des particules en mesurant la densité du mélange eau-sol avec un hydromètre de densité dans une colonne de 1 litre. L'analyse par sédimentométrie repose sur la loi de Stokes :

$$V = \frac{2 \cdot (dp - d) \cdot g \cdot r^2}{9 \cdot \eta} \quad (2)$$

V : Vitesse de sédimentation (cm/sec)

g : Accélération de la gravité (cm/sec²)

dp : densité des particules (g/cm³)

d : densité du liquide (g/cm³)

r : rayon des particules (cm)

η : Viscosité (g/cm/sec)

Les résultats sont exprimés sous forme de courbes granulométriques représentant la distribution de la taille des particules fines. Seule la fraction d'une taille inférieure à 2

millimètres est utilisée pour le présent essai. Les pourcentages de sable ($< 2 \text{ mm}$ et $\geq 53 \text{ }\mu\text{m}$), de limon ($< 53 \text{ }\mu\text{m}$ et $\geq 2 \text{ }\mu\text{m}$) et d'argile ($< 2 \text{ }\mu\text{m}$) sont calculés et comptabilisés.

2.3.4 Teneur en matière organique

L'analyse de la teneur en matière organique dans le sol est réalisée par brûlage au four à haute température. La matière organique est dégradée et émise sous forme de substances volatiles (CO_2 , H_2O , N_2 et autres composés) à une température supérieure à 220°C . Toutefois, selon des études portées sur la minéralogie des sols, la destruction des argiles débute à une température de 400°C (D. Fontaine, conversation, mars 2015). Il est donc impératif de ne pas dépasser cette température lors du brûlage de la matière organique, afin de ne pas affecter la structure cristalline des argiles et ainsi affecter les teneurs en matière organique mesurées. Également, il est possible que d'autres transformations physico-chimiques interviennent durant le brûlage à haute température, comme pour les oxydes et les carbonates (Mathieu et Pielain, 2003). Ces transformations peuvent avoir une influence sur les teneurs de matière organique mesurées.

Une version modifiée du protocole de perte au feu décrite dans l'ouvrage *Analyse chimique des sols* (Mathieu et Pielain, 2003) est utilisée dans le cadre de notre projet. Un échantillon de 2 grammes de sol, préalablement séché à 105°C jusqu'à stabilisation du poids, est placé dans un creuset de porcelaine. Seule la fraction d'une taille inférieure à 2 millimètres est utilisée pour le présent essai. Les creusets sont chauffés à 375°C pendant 4 heures dans un four à haute température. Finalement, les cendres sont pesées et la différence de masse est calculée avec la formule 3. Le pourcentage de

matière organique est équivalent à la différence entre la masse initiale et la masse finale suite au brûlage.

$$\% M. O. = \frac{M_{ini} - M_{fin}}{M_{ini}} * 100 \quad (3)$$

% M.O. : Pourcentage de matière organique dans l'échantillon

M_{ini} : Masse initiale de l'échantillon sec (g)

M_{fin} : Masse finale après brûlage de l'échantillon (g)

2.4 Évaluation de la limite de détection

Les appareils de quantification des éléments, tels que l'ICP-OES, ont un niveau de précision limité lorsque les concentrations en ETM sont très faibles. La limite de détection de méthode (LDM) correspond à la plus basse concentration pour un composé analysé. La limite de détection de méthode est évaluée conformément au point 1.1 du *Protocole pour la validation d'une méthode d'analyse en chimie* (CEAEQ, 2015), soit :

1.1 Estimation de la limite de détection d'une méthode (LDM)

L'estimation de la LDM s'effectue selon l'une des façons suivantes :

- 1) la concentration indiquée dans la littérature pour une méthode équivalente;
- 2) la concentration correspondante à un rapport signal/bruit de 3:1 dans la matrice appropriée;
- 3) la concentration équivalente à 3 fois l'écart type d'un étalon à bas niveau dans un solvant approprié;
- 4) la concentration correspondante à la limite instrumentale de détection (LID).

La deuxième méthode proposée ci-dessus est utilisée, soit 3 fois le signal de fond mesuré lors de l'analyse du blanc analytique. La formule 4 décrit la méthode de calcul de l'intensité de limite de détection de méthode (I_{LDM}). L'intensité du signal (I_{LDM}) est ensuite convertie en concentration à partir des courbes de calibrage, pour obtenir la LDM réelle.

$$I_{LDM} = 3 * I_{blanc} \quad (4)$$

I_{LDM} : Limite de détection de méthode (intensité)

I_{blanc} : Intensité mesurée du blanc analytique

2.5 Analyses statistiques

Le traitement des données d'une population comportant un grand nombre d'échantillons passe obligatoirement par une analyse statistique. L'analyse statistique des données permet de mieux visualiser l'ensemble des données recueillies, de dégager des tendances et de fixer des seuils limites. Dans le cadre de cette étude, l'ensemble des analyses statistiques a été réalisé avec le logiciel tableur *Excel*, avec le complément d'analyse statistique *Real Statistic* (Zaiontz, 2014).

2.5.1 Test de distribution des données

Le test de Shapiro-Wilk est une méthode permettant de déterminer précisément si la population répond à une distribution normale. Le test de Shapiro-Wilk est applicable pour les populations de 30 à 50 données, mais il a été adapté pour des populations plus grandes. Le complément *Real Statistic* pour Excel (Zaiontz, 2014) a été utilisé pour produire le test de Shapiro-Wilk, et ce, pour chaque ETM, et pour chaque province géologique (BTSL et Appalaches). Le test de Shapiro-Wilk est calculé avec la formule suivante (Zaiontz, 2014) :

$$W = \frac{(\sum_{i=1}^n a_i x_i)^2}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (5)$$

a_i : constantes données par la table de Shapiro-Wilk, variable selon n ;

x_i : données triées ;

\bar{x} : moyenne ;

n : nombre de données ;

W : coefficient de détermination entre la série des quantiles générée en considérant une loi normale et les quantiles empiriques calculés à partir des données.

L'interprétation du test de Shapiro-Wilk est simple : si W est supérieur à W_{crit} , l'hypothèse de la normalité de distribution est acceptée. À l'inverse, si W est inférieur à W_{crit} , l'hypothèse de la normalité de distribution est rejetée.

2.5.2 Analyses statistiques de base

Les analyses statistiques de base suivantes sont effectuées pour chaque ETM dans le présent rapport : moyenne, médiane, maximum, minimum, écart-type, division en centiles (25^e, 50^e, 75^e, 85^e, 90^e, 95^e, 98^e, 99^e). L'ensemble de la population a été divisé en fonction de la province géologique d'appartenance des échantillons et de la granulométrie. Chaque sous-division de la base de données est analysée avec les fonctions de base décrites.

2.5.3 Corrélations

Les corrélations entre les concentrations en ETM et les paramètres de base (pourcentage de matière organique et granulométrie) sont réalisées avec les fonctions d'*Excel*. La corrélation entre deux distributions de concentrations d'ETM est exprimée avec un facteur de corrélation (R) variant entre +1 et -1. Les résultats sont illustrés sous forme de matrice. Une matrice de corrélation est dressée pour chaque province géologique (BTSL et Appalaches) et pour chaque classe granulométrique (sable, limon, argile). Afin de discerner les différentes tendances géochimiques pouvant intervenir dans une même corrélation, chaque couple d'ETM est illustré sous forme de graphique de type nuage de points. Les signatures géochimiques sont séparées en différentes séries et les valeurs extrêmes sont isolées. Finalement, les facteurs de corrélations R sont réévalués.

2.5.4 Évaluation des seuils limite

L'évaluation des seuils de concentration en ETM limite est réalisée avec la méthode de la vibrisse de Tukey (Tukey, 1977). Cette méthode est fréquemment appliquée dans le domaine de la géochimie des sols (Ouellette, 2012 ; Villanneau *et al.*, 2008 ; Baize, 1997). La vibrisse supérieure est calculée par l'équation suivante :

$$VS = Q3 + \alpha (Q3 - Q1) \quad (6)$$

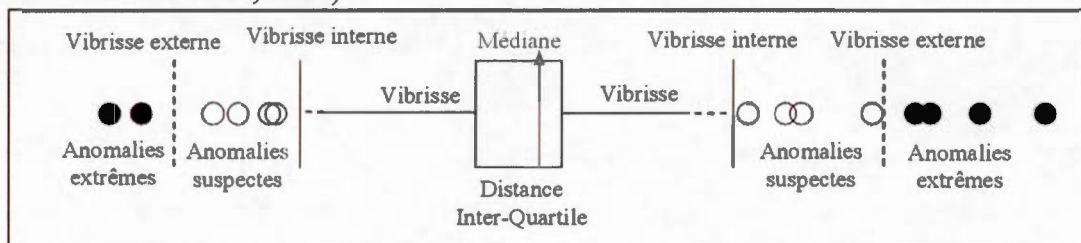
VS : Vibrisse supérieure ;

Q1 : premier quartile de la distribution (25^e centile) ;

Q3 : troisième quartile de la distribution (75^e centile) ;

α : coefficient de vibrisse ($\alpha = 1,5$ pour la vibrisse interne et $\alpha = 3,0$ pour la vibrisse externe) ;

Figure 2.2 - Position des anomalies suspectes et des anomalies extrêmes (figure tirée de Villanneau *et al.*, 2008)



Tel que décrit à la figure 2.2, le calcul des vibrisses permet de définir deux seuils de concentrations : la vibrisse interne et la vibrisse externe. Les valeurs situées au-delà des vibrisses sont considérées comme des anomalies par rapport à la population étudiée. Les anomalies situées au-delà de la vibrisse externe sont nommées « anomalies extrêmes » (Villanneau *et al.*, 2008). Les anomalies situées entre les vibrisses interne et externe sont dites « anomalies suspectes ».

L'avantage de cette méthode est que le seuil d'anomalie n'est pas influencé par la présence de valeurs extrêmes dans la population : les vibrisses sont uniquement déterminées en fonction du rang centile des données. Également, la normalité de la distribution n'est pas nécessaire pour l'utilisation de cette méthode. Toutefois, la dissymétrie ou la plurimodalité de la distribution de la population peut influencer le nombre d'anomalies recensées. Les vibrisses théoriques sont considérées comme le nouveau critère spécifique de TDFN dans la méthode décrite par Ouellette (2012) et appliquée dans le cadre d'études environnementales au Québec.

2.5.5 Représentativité statistique des échantillons

Il est important de déterminer si les échantillons analysés sont statistiquement représentatifs de l'ensemble de la géochimie des sols. En effet, les méthodes utilisées prévoient l'analyse de seulement quelques grammes de sol pour représenter l'ensemble de l'échantillon. De plus, l'échantillon de sol prélevé (environ 500 grammes) doit être représentatif de l'ensemble de l'unité pédologique et de la région. La variabilité spatiale des données récoltées est donc nécessairement sous-estimée, vu la faible quantité de sols utilisée pour représenter l'ensemble de la population, un problème inhérent aux méthodes de laboratoire employées. Toutefois, l'utilisation de la méthode des vibrisses de Tukey nous permet de mieux discerner les valeurs anormales de la population analysée, ce qui permet d'isoler les concentrations en métaux qui ne répondent pas au signal géochimique régional. Également, l'établissement de seuils de concentration sans égard aux concentrations extrêmes réduit considérablement les erreurs de mesure potentielles liées à la représentativité des échantillons.

2.6 Cartographie géochimique

Les résultats de concentration naturelle en ETM dans les sols ont été représentés sous forme de cartes géochimiques. L'utilisation de cartes géochimiques permet de visualiser la distribution des concentrations naturelles dans les sols de la région visée, ainsi que d'obtenir des informations concernant les principales tendances géochimiques régionales. Elle permet également d'identifier les terrains ayant subi un apport anthropique et de les différencier des terrains naturels (Lima, 2008).

La mise en carte a été réalisée au moyen du logiciel *ArcGis 10.0*, avec la méthode d'interpolation « Inverse Distance Weighted » (IDW). Cette méthode d'analyse utilise les concentrations mesurées dans les sols et les mets en relation avec la distance entre les données voisines. Plus un point est éloigné du point analysé, moins son « poids » relatif est important. La *puissance* permet de paramétrer l'effet qu'auront les points de données voisins. Une *puissance* de 4, ainsi que 12 points voisins ont été considérés préalablement à la production de l'analyse IDW. Le résultat final est une surface *raster* pour chaque élément représentant les concentrations naturelles intervenant dans l'environnement naturel en fonction de la distribution géographique. Cette méthode a également été utilisée pour produire une carte de la représentativité des critères A sur la région étudiée.

CHAPITRE III RÉSULTATS

En tout, 140 échantillons ont été prélevés entre le 18 mars 2014 et le 27 novembre 2014. De ces échantillons, 82 sont situés dans les Basses-Terres du Saint-Laurent et 58 sont situés dans les Appalaches. La stratégie d'échantillonnage systématique est utilisée pour 77 échantillons, tandis que 63 ont été prélevés par échantillonnage aléatoire. Les profondeurs d'échantillonnage varient entre 0,15 et 1,00 mètre, avec une moyenne de 0,45 mètre. Tous les échantillons ont été prélevés dans l'horizon pédologique B, sous les horizons organique (O) et mixte (A). Les profondeurs d'échantillonnage ont été fixées selon la nature pédologique des sols. De plus, la variabilité des profondeurs d'échantillonnage permet de vérifier si elles exercent une influence sur les concentrations en ETM.

3.1 Utilisation du territoire des sites d'échantillonnages

La zone à l'étude est composée de deux grandes provinces géologiques distinctes, soit les Basses-Terres du Saint-Laurent et les Appalaches (voir section 0.3). La région des BTSL couvre un territoire dont les terres sont majoritairement de vocation agricole ou urbaine, tandis que la région des Appalaches regroupe des terres en grande partie boisée et parsemée de terrains agricoles dans les vallées de montagnes. L'utilisation du territoire des sites visés a été notée durant la campagne d'échantillonnage. La classification des terrains est réalisée en fonction des sous-divisions suivantes : agricole, vacant déboisé (friche), résidentiel et/ou commercial et boisé. Les tableaux

3.1 et 3.2 présentent le recensement des utilisations de territoire pour les sites d'échantillonnage.

Tableau 3.1 - Utilisation du sol sur les sites d'échantillonnages

Utilisation du terrain	Basses-Terres	Appalaches
Agricole	26 (31,7%)	6 (10,3%)
Friches	3 (3,7%)	4 (6,9%)
Résidentiel	18 (22,0%)	25 (43,1%)
Boisé	35 (42,7%)	23 (39,7%)
TOTAL	82	58

Tableau 3.2 - Utilisation du territoire adjacent aux sites d'échantillonnages

Utilisation des terrains adjacents	Basses-Terres	Appalaches
Agricole	63 (76,8%)	14 (24,1%)
Friches	0 (0,0%)	0 (0,0%)
Résidentiel	7 (8,5%)	9 (15,5%)
Boisé	12 (14,6%)	35 (60,3%)
TOTAL	82	58

Tel que décrit aux tableaux 3.1 et 3.2, les sites d'échantillonnage situés sur le territoire des Appalaches sont principalement vacants et boisés, tandis que le territoire des Basses-Terres du Saint-Laurent est majoritairement à vocation agricole. Les différences de proportion entre les différentes classes d'utilisation de territoire des tableaux 3.1 et 3.2 sont expliquées par une préférence de l'échantillonnage systématique pour les sites boisés et/ou vacants, même dans les zones fortement

agricole ou urbaine (voir section 2.1). Également, l'échantillonnage aléatoire vise principalement des terrains résidentiels, boisés ou en friches, vu le type des mandats réalisés par *Environnement LCL inc.* lors de l'échantillonnage des sols (études hydrogéologiques pour des particuliers).

3.2 Historique des sites échantillonnés

Les photographies aériennes ont été consultées pour 40 des 140 sites échantillonnés. Les sites sélectionnés pour une analyse approfondie des photographies aériennes représentaient des risques de contamination anthropique, soit de par leur niveau d'urbanisation, la présence d'activités à risque à proximité ou à des concentrations d'ETM à des niveaux suspects. Les photographies aériennes utilisées représentent un intervalle de temps maximal de 15 ans, pour assurer une bonne représentativité des différentes époques. Également, les photos disponibles sont généralement comprises dans la période située entre le présent et les années soixante (1960).

Selon l'analyse des photographies aériennes, il a été constaté que la totalité des sites échantillonnés ne présente aucun signe de contamination lié à une activité anthropique passée. En effet, aucun indice de remblaiement ou d'activités émettrices d'ETM n'est observé sur les terrains visés. Les sols échantillonnés sont donc à l'état naturel et exempt d'apports anthropiques directs en ETM. Les résultats détaillés de l'analyse des photographies aériennes sont présentés à l'annexe D.

3.3 Caractérisations physico-chimiques de base

3.3.1 Granulométrie et sédimentométrie

L'analyse granulométrique des sols nous a permis de caractériser la répartition de la taille de particules constituantes des échantillons. Les classes granulométriques sont divisées en 4 grandes familles, soit les argiles (argile, argile limoneuse et argile sablonneuse), les loams argileux (loam argileux et loam limoneux-argileux), les loams (loam sablonneux-argileux, loam, loam limoneux et limon) et les sables (sable, sable limoneux, loam sablonneux). Le tableau 3.3 résume la répartition des classes granulométriques pour l'ensemble des échantillons, ainsi que pour les sous-divisions régionales (voir annexe E pour l'ensemble des résultats).

Tableau 3.3 - Répartition des classes granulométriques

Classe granulométrique	Basses-Terres du Saint-Laurent	Appalaches
Sable	14 (17,1 %)	34 (58,6 %)
Loam	11 (13,4 %)	16 (27,6 %)
Loam argileux	15 (18,3 %)	7 (12,1 %)
Argile	42 (51,2 %)	1 (1,7 %)
TOTAL	82	58

Tel que démontré au tableau 3.3, la répartition des classes granulométriques diffère grandement entre les deux provinces géologiques étudiées. Les échantillons des Basses-Terres du Saint-Laurent sont en grande majorité des argiles (51,2 %) ou des argiles limoneuses (18,3 %). Inversement, les échantillons des Appalaches sont majoritairement composés de sables (58,6 %) et de loams (27,6 %). Ces résultats étaient prévisibles, vu la plus prédominance de dépôts marins dans les Basses-Terres du Saint-

Laurent et de dépôts glaciaires (tills) dans les Appalaches. En effet, les dépôts marins sont principalement composés d'argiles et de limons fins, tandis que les tills glaciaires sont principalement composés de loam.

3.3.2 Teneur en matière organique

Le brûlage des échantillons au four nous a permis d'évaluer la teneur en matière organique dans les sols. Dans la majorité des cas, les teneurs en matière organique sont relativement faibles. Le tableau 3.4 présente les statistiques de base des teneurs en matière organique dans les sols (voir annexe E pour l'ensemble des résultats).

Tableau 3.4 – Statistiques des teneurs en matières organiques mesurées dans les sols

	Basses-Terres du Saint-Laurent (n = 82)	Appalaches (n = 58)
Moyenne	4,2%	3,3%
Écart-type	3,6%	2,6%
Minimum	0,5%	0,5%
Maximum	27,7%	10,9%

D'une manière générale, les sols échantillonnés dans les Basses-Terres du Saint-Laurent présentent une plus grande teneur en matière organique (4,2 %) que les sols échantillonnés dans les Appalaches (3,3 %). Cette tendance est probablement expliquée par la grande fertilité des sols retrouvés dans les BTSL, ainsi que le passé fortement agricole de cette région. Toutefois, puisque les horizons pédologiques de surface (O et A) n'ont pas été échantillonnés, les teneurs en matière organique mesurées sont peu

représentatives des concentrations réelles observées dans les horizons de surface à l'échelle régionale.

3.4 Quantification des ETM

Les teneurs en ETM mesurées dans les sols sont très variables en fonction de plusieurs paramètres, dont la propriété de l'élément analysé, la nature des sols et la région considérée. Dans les prochaines sous-sections seront décrites les tendances qui peuvent être dégagées en ce qui a trait la distribution des concentrations en ETM. Les concentrations en ETM mesurées dans les échantillons permettent d'obtenir un portrait général des signatures géochimiques intervenant dans les sols naturels. Dans certains cas, des teneurs d'ETM nettement plus élevées que la tendance géochimique régionale sont observées. Ces écarts de concentration sont normaux et interviennent fréquemment sous forme de minéralisations géologiques dans l'environnement naturel. Les concentrations en ETM sont classées en fonction de deux méthodes différentes, soit la géographie ou la classe granulométrique. La totalité des résultats analytiques de concentration en ETM est présentée à l'annexe E. Selon les tests de Shapiro-Wilk réalisés pour chaque distribution d'ETM, les données mesurées ne suivent pas une distribution normale (annexe F).

Les prochaines sous-sections abordent les concentrations de chaque ETM intervenant dans les sols naturels du sud du Québec. Également, les tendances géochimiques régionales et locales sont identifiées pour chaque élément.

3.4.1 Aluminium (Al)

Tel que décrit à la section 1.1.1, l'aluminium est un composant majeur de la chimie des sols et est trouvé dans des minéraux de nature diverse. Le sommaire des résultats pour les différents paramètres étudiés est présenté au tableau 3.5.

Tableau 3.5 - Concentration de l'aluminium dans les sols

Sous-division	Groupe	Moyenne (ppm)	Coefficient variation	Maximum (ppm)	98 ^e centile (ppm)	Critère A (ppm)
	Totalité des échantillons (n = 140)	16 038	60 %	44 848	38 636	-
Région	Basses-Terres du St-Laurent (n = 82)	19 521	55 %	44 848	39 123	-
	Appalaches (n = 58)	11 113	40 %	26 074	24 903	-
Classe granulométrique	Argile (n = 43)	26 831	28 %	44 848	40 508	-
	Loam argileux (n = 22)	14 485	55 %	39 781	34 110	-
	Loam (n = 27)	11 205	38 %	26 074	21 954	-
	Sable (n = 48)	9 799	50 %	26 002	24 129	-

Les concentrations d'aluminium mesurées dans les échantillons sont très variables et généralement élevées (entre 2 000 et 45 000 ppm). Les variations de concentrations sont moins importantes dans la région des Appalaches, avec un coefficient de variation de 40 %, comparativement à 55 % pour les BTSL. Il est constaté que les concentrations en aluminium sont beaucoup plus élevées dans les Basses-Terres du Saint-Laurent que dans les Appalaches, avec des moyennes de 19 521 ppm et 11 113 ppm, respectivement. La distribution centile dégage également cette tendance, avec un 98^e centile de 39 123 ppm pour les BTSL et de 24 903 ppm pour les Appalaches. La division en classe granulométrique de la base de données démontre que les classes

granulométriques présentant une forte proportion de particules fines (argiles et loams argileux), présentent de plus fortes concentrations en aluminium que les classes granulométriques comportant une faible proportion de particules fines. En effet, les moyennes et les maximums de concentration augmentent en fonction de la proportion d'argile dans les sols (voir tableau 3.5). La classification en terme de granulométrie obtient des coefficients de variation plus faible que la classification en terme de géographie. Aucun critère A n'est actuellement établi pour l'aluminium, il est donc impossible d'y comparer les résultats obtenus dans le cadre de cette étude.

La carte géochimique de la distribution de l'aluminium dans les sols est présentée à l'annexe G1. Globalement, les secteurs les plus concentrés sont les secteurs de l'ouest de Saint-Hyacinthe, de Verchères, St-Denis-sur-Richelieu, Beauharnois, Ormstown et Vaudreuil. Ces secteurs sont caractérisés par des concentrations en aluminium supérieures à 25 000 ppm et sont reliés à des sols de texture argileuse.

Tableau 3.6 - Vibrisses et recensement des anomalies pour l'aluminium

Sous-division	Groupe	Vibrisses internes (ppm)	Nombre anomalies suspectes	Proportion anomalies	Vibrisses externes (ppm)	Nombre anomalies extrêmes	Proportion anomalies
	Totalité des échantillons (n = 140)	44 849	0	0 %	66 714	0	0 %
Région	Basses-Terres du St-Laurent (n = 82)	55 296	0	0 %	82 488	0	0 %
	Appalaches (n = 58)	20 010	2	3 %	27 112	0	0 %
Classe granulométrique	Argile (n = 43)	44 633	1	2 %	58 483	0	0 %
	Loam argileux (n = 22)	27 279	2	9 %	38 261	1	5 %
	Loam (n = 27)	16 309	2	7 %	20 536	1	4 %
	Sable (n = 48)	20 805	2	4 %	29 593	0	0 %

Le calcul des vibrisses démontre que les vibrisses internes et externes ont des concentrations beaucoup plus élevées dans les BTSL que dans les Appalaches (voir tableau 3.6). En effet, la concentration calculée par la vibrisse externe des BTSL est près de trois fois plus élevée que celle des Appalaches. Aucune anomalie suspecte ou extrême n'est constatée pour les BTSL et pour la totalité du territoire. Deux anomalies suspectes sont identifiées dans les Appalaches. Ces échantillons ne sont pas associés à une minéralisation géologique, à une classe granulométrique argileuse, ou à une activité anthropique passée, et font probablement partie intégrante des variations naturelles de concentration. Le calcul des vibrisses pour chacune des classes granulométriques permet d'avoir une meilleure précision pour la détermination du seuil limite. Les vibrisses internes et externes présentent des concentrations généralement plus élevées pour la classe des argiles et des loams argileux que pour les loams et les sables. Deux anomalies extrêmes sont identifiées pour les classes granulométriques des loams argileux et des loams.

En bref, sur l'aluminium :

- Il est un constituant majeur des sols du Québec ;
- Il possède des concentrations variables, particulièrement dans les BTSL ;
- Sa concentration moyenne est directement liée à la proportion de particules fines (argile) des sols ;
- Il est concentré dans les sols argileux des BTSL et appauvri dans les sols sablonneux et loameux des Appalaches ;
- Les vibrisses internes et externes présentent des concentrations plus élevées dans les BTSL et les argiles, et plus faibles dans les Appalaches et les sables.

3.4.2 Arsenic (As)

L'arsenic est généralement retrouvé en faible concentration dans l'environnement. Toutefois, les concentrations doivent être recensées avec précision, vu les impacts importants de cet élément sur la santé humaine (voir section 1.1.2). Le sommaire des résultats pour les différents secteurs étudiés et classes granulométriques est présenté au tableau 3.7.

Tableau 3.7 - Concentration de l'arsenic dans les sols

Sous-division	Groupe	Moyenne (ppm)	Coefficient variation	Maximum (ppm)	98 ^e centile (ppm)	Critère A (ppm)
	Totalité des échantillons (n = 140)	4,8	69 %	26,7	12,4	-
Région	Basses-Terres du St-Laurent (n = 82)	4,0	53 %	9,9	7,4	6,0
	Appalaches (n = 58)	6,0	70 %	26,7	15,7	15,0
Classe granulométrique	Argile (n = 43)	4,9	28 %	7,0	7,0	-
	Loam argileux (n = 22)	4,1	41 %	9,0	8,2	-
	Loam (n = 27)	4,8	77 %	16,0	15,0	-
	Sable (n = 48)	5,1	91 %	26,7	12,9	-

Les concentrations en arsenic sont généralement faibles pour l'ensemble du territoire, avec des moyennes variant entre 4,0 ppm et 6,0 ppm. La moyenne pour le territoire visée est établie à 4,8 ppm. Toutefois, des teneurs très élevées (entre 12,0 et 26,7 ppm) sont observées dans les sols des Appalaches, principalement retrouvées dans le secteur de Magog-Orford et de Potton (voir annexe G2). Les concentrations en arsenic mesurées dans les sols de ces secteurs sont fort probablement liées à la présence du

complexe Ophiolitique d'Orford, qui possède des concentrations élevées en As, Ni et Cr. La distribution centile dégage également cette tendance, avec un 98^e centile de 7,4 ppm pour les BTSL et de 15,7 ppm pour les Appalaches. Les concentrations en arsenic dépassent le critère A à 13 reprises (16 %) dans les BTSL, et à 2 reprises (3%) dans les Appalaches. Les échantillons dépassant le critère A dans les BTSL sont relativement bien répartis sur l'ensemble du territoire. La distinction des classes granulométriques nous permet de constater une augmentation de la variabilité des concentrations en arsenic en fonction des proportions de particules grossières dans les sols. En effet, le coefficient de variation et le 98^e centile du groupe des argiles sont de 28 % et 7,0 ppm, tandis que ceux du groupe des sables s'établissent à 99 % et 12,9 ppm, respectivement. La grande variabilité des concentrations retrouvées dans les classes granulométriques de sable et de loam est fort probablement expliquée par la présence de concentrations anormalement élevées dans les sols du secteur de Magog-Orford et de Potton.

Tableau 3.8 - Vibrisses et recensement des anomalies pour l'arsenic

Sous-division	Groupe	Vibrisses internes (ppm)	Nombre anomalies suspectes	Proportion anomalies	Vibrisses externes (ppm)	Nombre anomalies extrêmes	Proportion anomalies
	Totalité des échantillons (n = 140)	10,5	6	4 %	15,0	2	1 %
Région	Basses-Terres du St-Laurent (n = 82)	8,1	1	1 %	11,1	0	0 %
	Appalaches (n = 58)	13,0	3	5 %	19,0	1	2 %
Classe granulométrique	Argile (n = 43)	9,0	0	0 %	12,0	0	0 %
	Loam argileux (n = 22)	5,6	4	18 %	7,1	1	5 %
	Loam (n = 27)	12,0	2	7 %	18,0	0	0 %
	Sable (n = 48)	15,9	1	2 %	24,8	1	2 %

Le calcul des vibrisses démontre que les vibrisses internes et externes présentent des concentrations plus élevées dans les Appalaches que dans les BTSL (voir tableau 3.8). La proportion d'anomalies suspectes pour la totalité du territoire et pour les Appalaches est relativement élevée, avec 5 % et 4 %. Toutefois, ces échantillons sont tous situés dans le secteur de Magog-Orford et de Potton, et sont géochimiquement liés au complexe Ophiolitique. Dans les Basses-Terres du Saint-Laurent, aucune anomalie extrême n'est identifiée. Les différentes classes granulométriques possèdent des vibrisses de concentrations très variables en fonction de la proportion de particules grossières. En effet, les vibrisses internes et externes présentent des concentrations beaucoup plus élevées dans les loams et les sables que dans les argiles et les loams argileux. Le nombre d'anomalies extrêmes est très faible, avec seulement 2 anomalies pour l'ensemble des quatre classes granulométriques.

En bref, pour l'arsenic :

- Il est un élément de faible concentration dans les sols du Québec ;
- Il possède des concentrations très variables, particulièrement dans les Appalaches ;
- Sa concentration moyenne n'est pas directement liée à la granulométrie des sols. Toutefois, plus un sol est grossier, plus les concentrations extrêmes sont élevées ;
- Il est enrichi dans les sols des Appalaches et appauvri dans les BTSL ;
- Il est particulièrement enrichi dans les sols des secteurs de Magog-Orford et de Potton ;
- Les vibrisses internes et externes possèdent des concentrations plus élevées pour les Appalaches, les sables et les loams, et plus faibles pour les BTSL, les argiles et les loams argileux ;

- Une grande proportion des échantillons (16 %) dépassent le critère A dans les BTSL ;
- Une faible proportion des échantillons (3 %) dépassent le critère A dans les Appalaches.

3.4.3 Cadmium (Cd)

Les concentrations de cadmium sont très faibles dans l'environnement naturel. Toutefois, plusieurs activités anthropiques peuvent avoir un impact notable sur les concentrations de cadmium dans les sols (voir section 1.1.3). Le sommaire des résultats pour les différents secteurs et groupes granulométriques étudiés est présenté au tableau 3.9.

Tableau 3.9 - Concentration du cadmium dans les sols

Sous-division	Groupe	Moyenne (ppm)	Coefficient variation	Maximum (ppm)	98 ^e centile (ppm)	Critère A (ppm)
	Totalité des échantillons (n = 140)	0,7	53 %	2,9	1,4	-
Région	Basses-Terres du St-Laurent (n = 82)	0,8	53 %	2,9	1,6	1,5
	Appalaches (n = 58)	0,6	37 %	1,0	1,0	1,3
Classe granulométrique	Argile (n = 43)	1,1	24 %	1,8	1,5	-
	Loam argileux (n = 22)	0,7	33 %	1,2	1,2	-
	Loam (n = 27)	0,6	37 %	1,0	1,0	-
	Sable (n = 48)	0,5	79 %	2,9	1,1	-

Les concentrations de cadmium sont faibles sur la totalité du territoire, avec des concentrations moyennes oscillant entre 0,6 ppm et 0,8 ppm. Les teneurs en cadmium sont relativement peu variables, avec des coefficients de variation inférieurs à 53 %, sauf pour les sables, où les concentrations en cet élément sont très variables. Les concentrations maximales sont de 2,9 ppm et 1,8 ppm, retrouvées dans deux échantillons des secteurs de Coteau-du-Lac et de Saint-Louis-de-Gonzague (voir annexe G3). Les concentrations en cadmium dans les sols des Appalaches sont très faibles et peu variables, avec un maximum de concentration mesuré de 1,0 ppm. La distribution centile illustre bien les écarts de concentrations entre les BTSL et les Appalaches, avec un 98^e centile de 1,6 ppm et 1,0 ppm, respectivement. Seuls deux échantillons dépassent les critères A en vigueur, soit les deux maximums de concentration mesurés dans les BTSL cités précédemment. La division des données selon leur classe granulométrique démontre des concentrations généralement plus élevées dans les argiles et les loams argileux que dans les loams et sables. En effet, les moyennes des concentrations varient entre 1,1 ppm (argile) et 0,5 ppm (sable). La variation des concentrations est également beaucoup plus faible dans les argiles que dans les sables, avec des coefficients de variation de 24 % et 79 %, respectivement.

Tableau 3.10 - Vibrisses et recensement des anomalies pour le cadmium

Sous-division	Groupe	Vibrisses internes (ppm)	Nombre anomalies suspectes	Proportion anomalies	Vibrisses externes (ppm)	Nombre anomalies extrêmes	Proportion anomalies
	Totalité des échantillons (n = 140)	1,7	2	1 %	2,4	1	1 %
Région	Basses-Terres du St-Laurent (n = 82)	1,9	1	1 %	2,7	1	1 %
	Appalaches (n = 58)	1,1	0	0 %	1,5	0	0 %
Classe granulométrique	Argile (n = 43)	1,7	1	2 %	2,2	0	0 %
	Loam argileux (n = 22)	1,1	1	5 %	1,5	0	0 %
	Loam (n = 27)	1,1	0	0 %	1,5	0	0 %
	Sable (n = 48)	1,3	1	2 %	1,8	1	2 %

Le calcul des vibrisses démontre que les vibrisses internes et externes ont des concentrations plus élevées dans les BTSL que dans les Appalaches (voir tableau 3.10). La proportion d'anomalies suspectes pour la totalité des échantillons est relativement faible, avec 1 % du total des échantillons. Les deux anomalies suspectes sont toutes deux associées aux secteurs Coteau-du-Lac et de Saint-Louis-de-Gonzague. Aucune anomalie n'est identifiée pour la région des Appalaches. Les classes granulométriques des argiles et des sables comportent les vibrisses dont les concentrations sont les plus élevées, avec 2,2 ppm et 1,8 ppm, respectivement. Les loams et les loams argileux possèdent des vibrisses extrêmes de concentrations plus basses, avec 1,5 ppm. Seule une anomalie extrême est identifiée pour l'ensemble des quatre classes granulométriques.

En bref, pour le cadmium :

- Il est un élément mesuré en très faible concentration dans les sols du Québec ;
- Il possède des concentrations peu variables, surtout dans la région des Appalaches ;
- Sa moyenne de concentration est directement liée à la granulométrie des sols : plus un sol est argileux, plus il est concentré en cadmium ;
- La variabilité des teneurs est inversement liée à la granulométrie des sols : plus un sol possède une granulométrie grossière, plus les concentrations sont variables. Également, le maximum de concentration est associé à la classe granulométrique des sables ;
- Il est enrichi dans les sols des BTSL et appauvri dans les Appalaches ;
- Il est particulièrement enrichi dans les sols des secteurs de Coteau-du-Lac et de Saint-Louis-de-Gonzague ;
- Les vibrisses internes et externes présentent des concentrations plus élevées pour la région des BTSL, les argiles et les sables, et plus faibles pour les Appalaches, les loams et les loams argileux ;
- Peu d'échantillons dépassent le critère de concentration A, avec seulement deux échantillons situés dans les BTSL.

3.4.4 Chrome total (Cr)

Les teneurs en chrome dans les sols sont très variables et fortement liées à la nature géologique du socle rocheux et à la présence de minéralisations (voir annexe A4). Dans le cadre de cette étude, le chrome est analysé pour sa teneur totale, sans distinction

entre l'état trivalent (III) et hexavalent (VI). Le sommaire des résultats pour les différents secteurs et classes granulométriques étudiés est présenté au tableau 3.11.

Tableau 3.11 - Concentration du chrome total dans les sols

Sous-division	Groupe	Moyenne (ppm)	Coefficient variation	Maximum (ppm)	98 ^e centile (ppm)	Critère A (ppm)
	Totalité des échantillons (n = 140)	34	84 %	102	101	-
Région	Basses-Terres du St-Laurent (n = 82)	45	69 %	102	101	85
	Appalaches (n = 58)	19	83 %	95	80	75
Classe granulométrique	Argile (n = 43)	66	37 %	102	102	-
	Loam argileux (n = 22)	29	78 %	92	85	-
	Loam (n = 27)	21	76 %	95	66	-
	Sable (n = 48)	15	82 %	84	53	-

Les concentrations moyennes en chrome sont très variables en fonction des secteurs analysés. En effet, la concentration moyenne et les coefficients de variation sont de 45 ppm et 69 % dans les BTSL, tandis qu'ils sont de 19 ppm et 83 % dans les Appalaches. Malgré des teneurs moyennes relativement faibles dans les sols des Appalaches, des teneurs élevées en chrome sont observées dans le secteur de Magog-Orford, qui sont fort probablement liées à la minéralisation ophiolitique (voir annexe G4). Dans la région des BTSL, les concentrations en chrome sont élevées dans plusieurs secteurs, dont Saint-Mathieu-de-Beloeil, Saint-Mathieu-de-la-Prairie, Saint-Étienne-de-Beauharnois et Vaudreuil, ainsi que d'autres secteurs de moindre envergure (voir annexe G4). La distribution centile démontre des écarts importants entre les deux provinces géologiques visées, avec un 95^e centile de 98 ppm pour les BTSL et de 41

ppm pour les Appalaches. La différence entre le 98^e centile de chacune de ces régions est moins marquée, vu la présence de concentrations élevées en chrome dans le secteur de Magog-Orford. Dans les Appalaches, seuls deux échantillons dépassent le critère A en vigueur, tandis que 14 échantillons (17 %) dépassent le critère A dans les BTSL. La division de la base de données en classes granulométriques démontre la forte relation entre les concentrations de chrome et la taille des particules dans les sols. En effet, la concentration moyenne en chrome des argiles est quatre fois plus élevée que celle des sables. Le coefficient de variabilité des concentrations est beaucoup plus élevé dans les sables (82 %) que dans les argiles (37 %).

Tableau 3.12 - Vibrisses et recensement des anomalies pour le chrome total

Sous-division	Groupe	Vibrisses internes (ppm)	Nombre anomalies suspectes	Proportion anomalies	Vibrisses externes (ppm)	Nombre anomalies extrêmes	Proportion anomalies
	Totalité des échantillons (n = 140)	111	0	0 %	169	0	0 %
Région	Basses-Terres du St-Laurent (n = 82)	161	0	0 %	248	0	0 %
	Appalaches (n = 58)	29	5	9 %	39	3	5 %
Classe granulométrique	Argile (n = 43)	148	0	0 %	208	0	0 %
	Loam argileux (n = 22)	53	4	18 %	76	1	5 %
	Loam (n = 27)	30	3	11 %	39	2	7 %
	Sable (n = 48)	27	3	6 %	38	2	4 %

Les vibrisses internes et externes ont des concentrations remarquablement plus élevées dans les BTSL que dans les Appalaches (voir tableau 3.12). En effet, ces seuils sont près de six fois plus élevées dans les BTSL que dans les Appalaches. Les proportions d'anomalies suspectes et extrêmes sont élevées dans les Appalaches, avec 9 % et 5 %

respectivement. Toutefois, toutes les anomalies sont situées dans le secteur de Magog-Orford. Aucune anomalie n'est identifiée pour les BTSL ou pour la totalité de la base de données. Les concentrations calculées pour les vibrisses de la classe granulométrique des argiles sont très élevées par rapport aux classes granulométriques des sables, des loams et des loams argileux. Un grand nombre d'anomalies extrêmes sont constatées pour les sables et les loams. Toutefois, ces échantillons sont situés dans le secteur de Magog-Orford, dont le socle rocheux est naturellement enrichi en chrome.

En bref, pour le chrome :

- Il est un élément de concentration moyenne dans les sols du Québec ;
- Il possède des concentrations très variables, surtout dans la province géologique des Appalaches ;
- Sa moyenne de concentration est directement liée à la granulométrie des sols : plus un sol est argileux, plus il est concentré en chrome ;
- La variabilité des teneurs est inversement liée à la granulométrie des sols : plus un sol possède une granulométrie grossière, plus les concentrations sont variables ;
- Il est enrichi dans les sols des BTSL et appauvri dans les Appalaches, à l'exception du secteur de Magog-Orford ;
- Les vibrisses internes et externes possèdent des concentrations plus élevées pour la région des BTSL et les argiles, et plus faibles pour les Appalaches, les sables, les loams et les loams argileux ;
- Les anomalies extrêmes identifiées sont majoritairement associées au secteur de Magog-Orford ;

- De nombreux échantillons dépassent le critère de concentration A dans les BTSL, avec 17 % du nombre total pour cette région ;
- Seuls deux échantillons dépassent le critère de concentration A dans les Appalaches et sont situés dans le secteur de Magog-Orford.

3.4.5 Cuivre (Cu)

Le cuivre est ubiquiste dans l'environnement géologique du Québec. En effet, plusieurs sites miniers ont exploité du cuivre dans le socle rocheux des régions géologiques des BTSL et Appalaches. Le sommaire des résultats pour les différents secteurs et classes granulométriques étudiés est présenté au tableau 3.13.

Tableau 3.13 - Concentration du cuivre dans les sols

Sous-division	Groupe	Moyenne (ppm)	Coefficient variation	Maximum (ppm)	98 ^e centile (ppm)	Critère A (ppm)
	Totalité des échantillons (n = 140)	20	68 %	98	46	-
Région	Basses-Terres du St-Laurent (n = 82)	24	66 %	98	54	40
	Appalaches (n = 58)	16	58 %	37	37	50
Classe granulométrique	Argile (n = 43)	32	48 %	98	71	-
	Loam argileux (n = 22)	20	34 %	35	34	-
	Loam (n = 27)	14	49 %	34	29	-
	Sable (n = 48)	13	76 %	37	37	-

Le cuivre est généralement peu variable dans les sols des BTSL et des Appalaches. Les concentrations moyennes varient entre 16 ppm et 24 ppm, et les coefficients de variation sont situés entre 58 % et 66 %. Quelques concentrations élevées en cuivre sont mesurées dans les échantillons des BTSL. En effet, des concentrations de 98 ppm et de 65 ppm sont observées dans les secteurs de Saint-Mathieu de Beloeil et de Calixa-Lavallée (voir annexe G5). Également, des concentrations de cuivre oscillant entre 40 ppm et 50 ppm sont retrouvées dans plusieurs secteurs des BTSL, tels Saint-Hyacinthe, Saint-Damase, Beauharnois et Vaudreuil. Les concentrations en cuivre dans les sols des Appalaches sont relativement faibles, avec une concentration maximale de seulement 37 ppm. La distribution centile démontre une petite différence de concentration entre les BTSL et les Appalaches au niveau du 98^e centile, avec 54 ppm et 37 ppm respectivement. Le critère A est dépassé à 12 reprises (15 %) dans les échantillons des BTSL, tandis qu'aucun échantillon ne dépasse le critère A dans les Appalaches. La division des échantillons en fonction de leur classe granulométrique démontre que les sols possédant une granulométrie fine sont plus concentrés en cuivre que les sols possédant une granulométrie grossière. Toutefois, la classe granulométrique des sables a des concentrations particulièrement variables, avec un coefficient de variation de 76 %.

Tableau 3.14 - Vibrisses et recensement des anomalies pour le cuivre

Sous-division	Groupe	Vibrisses internes (ppm)	Nombre anomalies suspectes	Proportion anomalies	Vibrisses externes (ppm)	Nombre anomalies extrêmes	Proportion anomalies
	Totalité des échantillons (n = 140)	56	2	1 %	83	1	1 %
Région	Basses-Terres du St-Laurent (n = 82)	59	2	2 %	87	1	1 %
	Appalaches (n = 58)	38	0	0 %	55	0	0 %
Classe granulométrique	Argile (n = 43)	67	1	2 %	93	1	2 %
	Loam argileux (n = 22)	36	0	0 %	49	0	0 %
	Loam (n = 27)	31	1	4 %	44	0	0 %
	Sable (n = 48)	38	0	0 %	58	0	0 %

Les seuils calculés pour les vibrisses sont sensiblement différents entre les régions des BTSL et des Appalaches. En effet, tel que démontré au tableau 3.14, les vibrisses internes et externes possèdent des concentrations 1.5 fois plus élevées pour les BTSL. Seule une anomalie extrême est identifiée dans les BTSL, et elle correspond au secteur Saint-Mathieu-de-Beloeil, une région particulièrement concentrée en cuivre (voir annexe E). Les vibrisses démontrent des concentrations plus élevées pour le groupe des argiles que pour les groupes des loams argileux, des loams et des sables. Il est à noter que les vibrisses calculées pour les sables sont plus élevées que celles des loams et des loams argileux.

En bref, pour le cuivre :

- Il est un élément de concentration moyenne dans les sols du Québec ;

- Il possède des concentrations variables, surtout dans la province géologique des BTSL ;
- Sa moyenne de concentration est directement liée à la granulométrie des sols : plus un sol est argileux, plus il est concentré en cuivre ;
- Les teneurs en cuivre sont particulièrement variables dans les sols sablonneux ;
- Il est enrichi dans les BTSL, particulièrement pour les secteurs de Saint-Mathieu-de-Beloeil et de Calixa-Lavallée, et appauvri dans les Appalaches ;
- Les vibrisses internes et externes présentent des concentrations plus élevées pour la région des BTSL et les argiles, et plus faibles pour les Appalaches, les sables, les loams et les loams argileux ;
- De nombreux échantillons dépassent le critère de concentration A dans les BTSL, avec 15 % du nombre total pour cette région ;
- Aucun échantillon ne dépasse le critère de concentration A dans les Appalaches.

3.4.6 Fer (Fe)

Le fer est un constituant majeur des sols du Québec, au même titre que l'aluminium. Il est retrouvé à de fortes concentrations (> 2000 ppm) dans tous les sols échantillonnés de la zone à l'étude. Le sommaire des résultats pour les différents secteurs et classes granulométriques étudiés est présenté au tableau 3.15.

Tableau 3.15 - Concentration du fer dans les sols

Sous-division	Groupe	Moyenne (ppm)	Coefficient variation	Maximum (ppm)	98 ^e centile (ppm)	Critère A (ppm)
	Totalité des échantillons (n = 140)	24 103	45 %	43 669	41 649	-
Région	Basses-Terres du St-Laurent (n = 82)	26 714	60 %	43 669	41 649	-
	Appalaches (n = 58)	20 412	46 %	38 458	36 584	-
Classe granulométrique	Argile (n = 43)	32 608	30 %	43 669	42 176	-
	Loam argileux (n = 22)	23 112	44 %	41 506	38 834	-
	Loam (n = 27)	21 510	29 %	33 775	32 653	-
	Sable (n = 48)	18 396	54 %	38 458	36 922	-

Les concentrations de fer dans les sols sont peu variables d'une province géologique à l'autre. En effet, les moyennes de concentrations sont de 20 412 ppm dans les Appalaches et de 26 714 ppm dans les BTSL. Toutefois, les concentrations peuvent être significativement différentes à l'intérieur d'une même région, comme l'en témoignent les coefficients de variation, établis à 60 % dans les BTSL et 46 % dans les Appalaches. Les concentrations les plus élevées sont mesurées dans les secteurs de Sainte-Madeleine, Verchères, Laprairie, Beauharnois et Vaudreuil, avec des concentrations supérieures à 30 000 ppm (voir annexe G6). D'une manière générale, les concentrations en fer sont plus faibles dans les sols des Appalaches, à l'exception des secteurs de Magog et de Bedford (voir annexe G6). La distribution centile reflète le faible écart de concentration mesuré entre les deux provinces géologiques : le 98^e centile est de 41 836 ppm pour la région des BTSL, tandis qu'il est de 36 584 ppm pour les Appalaches. Aucun critère A n'est fixé pour le fer, sa comparaison avec les résultats obtenus n'est donc pas applicable. La sous-division de la base de données en différentes

classes granulométriques permet d'avoir un meilleur aperçu des concentrations et d'obtenir des coefficients de variation plus faible (entre 29 % et 54 %). Ainsi, les sols argileux présentent une plus grande concentration en fer que les sols sablonneux, avec des concentrations moyennes de 32 608 ppm et 18 396 ppm, respectivement.

Tableau 3.16 - Vibrisses et recensement des anomalies pour le fer

Sous-division	Groupe	Vibrisses internes (ppm)	Nombre anomalies suspectes	Proportion anomalies	Vibrisses externes (ppm)	Nombre anomalies extrêmes	Proportion anomalies
	Totalité des échantillons (n = 140)	55 726	0	0 %	79 462	0	0 %
Région	Basses-Terres du St-Laurent (n = 82)	62 962	0	0 %	89 609	0	0 %
	Appalaches (n = 58)	46 538	0	0 %	67 192	0	0 %
Classe granulométrique	Argile (n = 43)	51 344	0	0 %	63 525	0	0 %
	Loam argileux (n = 22)	46 745	0	0 %	63 483	0	0 %
	Loam (n = 27)	37 022	0	0 %	48 550	0	0 %
	Sable (n = 48)	48 085	0	0 %	71 085	0	0 %

Le calcul des vibrisses résulte en des seuils de concentration très élevés pour chaque province géologique et pour chaque classe granulométrique (tableau 3.16). En effet, les vibrisses externes sont de 89 609 ppm et de 67 192 ppm pour les BTSL et les Appalaches, respectivement. Également, les vibrisses externes pour les argiles, loams argileux, loams et sables sont de 63 525 ppm, 63 483 ppm, 48 550 ppm et 71 085 ppm, respectivement. Vu les concentrations très élevées des vibrisses, aucune anomalie n'est identifiée.

En bref, pour le fer :

- Il est un élément de concentration très élevée dans les sols du Québec ;
- Il possède des concentrations variables, surtout dans les BTSL ;
- La moyenne de concentration est directement liée à la granulométrie des sols : plus un sol est argileux, plus il est concentré en fer ;
- Il est légèrement enrichi dans les sols des BTSL par rapport à ceux des Appalaches ;
- Les vibrisses internes et externes présentent des concentrations plus élevées pour la région des BTSL, les argiles et les sables, et plus faibles pour les Appalaches, les loams et les loams argileux ;
- Aucune anomalie n'est identifiée ;
- Aucun critère A n'est fixé pour le fer, donc la comparaison de ce critère avec les échantillons de l'étude est impossible.

3.4.7 Manganèse (Mn)

Le manganèse est le troisième élément le plus concentré dans les sols analysés. Le manganèse est reconnu pour ses concentrations très variables dans les sols du Québec (voir section 1.1.7). Tel que décrit à la section 1.2.2, les critères A ont été adaptés dans le *Cadre de gestion des teneurs naturelles en manganèse dans le sol* (MDDEP, 2012) pour répondre à la grande variation spatiale des concentrations de manganèse dans les sols. Dans la présente section, les critères A établis par la PPSRTC seront utilisés comme valeurs de références, vu l'applicabilité universelle de ces critères sur tous les types de sols. Le sommaire des résultats pour les différents secteurs et classes granulométriques étudiés est présenté au tableau 3.17.

Tableau 3.17 - Concentration du manganèse dans les sols

Sous-division	Groupe	Moyenne (ppm)	Coefficient variation	Maximum (ppm)	98 ^e centile (ppm)	Critère A (ppm)
	Totalité des échantillons (n = 140)	454	68 %	1 803	1 305	-
Région	Basses-Terres du St-Laurent (n = 82)	423	66 %	1 293	1 126	770*
	Appalaches (n = 58)	499	69 %	1 803	1 441	1 000*
Classe granulométrique	Argile (n = 43)	532	49 %	1 293	1 210	-
	Loam argileux (n = 22)	430	55 %	1 051	952	-
	Loam (n = 27)	451	76 %	1 803	1 429	-
	Sable (n = 48)	398	88 %	1 456	1 354	-

* Les critères A sont sujets à des modifications pour l'applicabilité du *Cadre de gestion des teneurs naturelles en manganèse dans le sol* (MDDEP, 2012)

La concentration de manganèse est peu variable d'une province géologique à l'autre, tel que témoigné par les moyennes calculées de 423 ppm (BTSL) et 499 ppm (Appalaches). Toutefois, les variations de concentration sont parfois très importantes dans une même région, avec des concentrations maximales mesurées de 1 293 ppm et 1 803 ppm. Les coefficients de variation pour les deux provinces géologiques varient entre 66 % et 69 %, et atteignent même 88 % pour la classe granulométrique des sables. La concentration la plus élevée (1 803 ppm) est observée à Austin, dans le secteur de Potton. Des concentrations élevées en manganèse sont également mesurées dans les secteurs de Verchères, Saint-Philippe-de-Laprairie, Saint-Jean-sur-Richelieu, Bedford et Granby, avec des valeurs supérieures à 1 000 ppm (voir annexe G7). Les critères A sont dépassés pour 11 échantillons (14 %) dans les BTSL et pour 5 échantillons (8 %) dans les Appalaches. Lorsque les échantillons sont divisés en fonction de leur classe granulométrique, il est constaté que les sols possédant une grande proportion de particules fines sont plus concentrés en manganèse que les sols possédant une grande

portion de particules grossières. Malgré que les concentrations moyennes soient plus faibles dans les sables, la variabilité et les extrêmes de concentrations ont tendance à être plus élevés pour les classes granulométriques grossières.

Tableau 3.18 - Vibrisses et recensement des anomalies pour le manganèse

Sous-division	Groupe	Vibrisses internes (ppm)	Nombre anomalies suspectes	Proportion anomalies	Vibrisses externes (ppm)	Nombre anomalies extrêmes	Proportion anomalies
	Totalité des échantillons (n = 140)	1 095	6	4 %	1 615	1	1 %
Région	Basses-Terres du St-Laurent (n = 82)	1 060	3	4 %	1 574	0	0 %
	Appalaches (n = 58)	1 142	4	7 %	1 674	1	2 %
Classe granulométrique	Argile (n = 43)	1 212	1	2 %	1 724	0	0 %
	Loam argileux (n = 22)	1 077	0	0 %	1 589	0	0 %
	Loam (n = 27)	1 012	2	7 %	1 475	1	4 %
	Sable (n = 48)	1 079	4	8 %	1 639	0	0 %

Un grand nombre d'anomalies suspectes (6) sont identifiées lorsque le territoire est analysé en sa totalité, dû à la grande variabilité du manganèse dans les sols de la région. Une seule anomalie extrême est identifiée dans les Appalaches, tandis qu'aucune anomalie n'est identifiée dans la région des BTSL. Les vibrisses calculées pour les classes granulométriques présentent des seuils de concentration semblables, sauf pour l'argile, qui présente des seuils légèrement supérieurs. Les vibrisses externes représentent bien la distribution naturelle du manganèse, puisqu'elle est dépassée à une seule reprise dans le groupe des loams.

En bref, pour le manganèse :

- Il est un élément à concentration élevée dans les sols du Québec ;
- Il possède des concentrations très variables sur la totalité de la zone étudiée ;
- Sa moyenne de concentration est directement liée à la granulométrie des sols : plus un sol est argileux, plus il est concentré en manganèse. Toutefois, la variabilité des concentrations est plus élevée dans les sols sablonneux ;
- Il est très légèrement enrichi dans les sols des Appalaches par rapport aux BTSL;
- Les sols enrichis sont retrouvés à plusieurs endroits et ne sont pas caractéristiques d'un secteur particulier ;
- Les vibrisses internes et externes ont des concentrations situées dans le même ordre de grandeur et ne diffèrent que légèrement en fonction de la région visée ou de la classe granulométrique ;
- Les vibrisses internes calculées sont fréquemment dépassées, vu les teneurs très variables du manganèse dans les échantillons. Toutefois, une seule anomalie extrême est identifiée ;
- La proportion de sols dont les concentrations dépassent les critères A est de 14 % et 8 % dans les BTSL et les Appalaches, respectivement.

3.4.8 Nickel (Ni)

Le nickel est un élément très variable dans les sols du Québec, en particulier dans les Appalaches. Sa concentration dans les sols est étroitement liée avec la nature des minéralisations retrouvées dans la roche mère. Le sommaire des résultats pour les différents secteurs et classes granulométriques étudiés est présenté au tableau 3.19.

Tableau 3.19 - Concentration du nickel dans les sols

Sous-division	Groupe	Moyenne (ppm)	Coefficient variation	Maximum (ppm)	98 ^e centile (ppm)	Critère A (ppm)
	Totalité des échantillons (n = 140)	27	89 %	191	85	-
Région	Basses-Terres du St-Laurent (n = 82)	27	60 %	58	55	50
	Appalaches (n = 58)	27	119 %	191	151	55
Classe granulométrique	Argile (n = 43)	38	31 %	58	56	-
	Loam argileux (n = 22)	22	47 %	51	46	-
	Loam (n = 27)	26	118 %	161	121	-
	Sable (n = 48)	20	144 %	191	95	-

Tel qu'indiqué au tableau 3.19, les moyennes de concentration de nickel sont semblables entre les BTSL et les Appalaches (27 ppm). Toutefois, la présence de concentrations très élevées dans les sols du secteur Magog-Orford tend à augmenter la variabilité des concentrations dans l'ensemble de la province géologique des Appalaches. En effet, des concentrations supérieures à 55 ppm sont mesurées dans tous les sols situés dans le secteur de Magog-Orford. Le maximum de concentration de 191 ppm est situé à Eastman (voir annexe G8). Conséquemment, le coefficient de variation atteint 119 % pour la région des Appalaches. Dans les BTSL, les échantillons comportent des concentrations relativement uniformes. Le maximum de concentration de 58 ppm est mesuré à St-Étienne-de-Beauharnois. Les rangs centiles démontrent une grande différence entre le 98^e centile des BTSL et des Appalaches, de 55 ppm et 151 ppm respectivement. Les concentrations en nickel des échantillons dépassent le critère A à 11 reprises dans les BTSL (14 % du total). Tous ces échantillons sont situés dans une gamme de concentrations situées entre 50 ppm et 60 ppm. Dans les Appalaches, 4

échantillons (7 % du total) dépassent le seuil de concentration établi par le critère A, et sont tous situés dans le secteur de Magog-Orford. Les concentrations élevées en nickel dans les sols de cette région sont fort probablement liées aux propriétés chimiques du complexe Ophiolitique d'Orford. La division des échantillons en classes granulométriques démontre que les concentrations moyennes sont plus élevées dans les argiles que dans les loams ou les sables. Toutefois, la variabilité des concentrations de nickel mesurées dans les loams et les sables est très élevée, principalement associée aux concentrations mesurées dans le secteur de Magog-Orford.

Tableau 3.20 - Vibrisses et recensement des anomalies pour le nickel

Sous-division	Groupe	Vibrisses internes (ppm)	Nombre anomalies suspectes	Proportion anomalies	Vibrisses externes (ppm)	Nombre anomalies extrêmes	Proportion anomalies
	Totalité des échantillons (n = 140)	65	4	3 %	96	2	1 %
Région	Basses-Terres du St-Laurent (n = 82)	80	0	0 %	120	0	0 %
	Appalaches (n = 58)	43	6	10 %	61	4	7 %
Classe granulométrique	Argile (n = 43)	79	0	0 %	109	0	0 %
	Loam argileux (n = 22)	44	1	5 %	62	0	0 %
	Loam (n = 27)	44	2	7 %	63	2	7 %
	Sable (n = 48)	40	4	8 %	60	2	4 %

Une grande proportion d'anomalies suspectes est constatée dans les Appalaches (10 %). La totalité de ces anomalies appartient au secteur de Magog-Orford, qui présente des concentrations très élevées en nickel. Dans les BTSL, aucun échantillon ne dépasse les concentrations fixées par les vibrisses. Les vibrisses présentent des concentrations plus élevées pour les sols argileux que pour les sols sablonneux.

Toutefois, quatre anomalies extrêmes provenant du secteur de Magog-Orford sont identifiées pour les loams et les sables, vu le fort enrichissement en nickel du secteur.

En bref, pour le nickel :

- Il est un élément de concentration moyenne dans les sols du Québec ;
- Il possède des concentrations très variables sur l'ensemble du territoire ;
- Sa moyenne de concentration est directement liée à la granulométrie des sols : plus un sol est argileux, plus il est concentré en nickel. Toutefois, la variabilité des concentrations est plus élevée dans les sols sablonneux ;
- Les concentrations moyennes pour les régions des BTSL et des Appalaches sont semblables ;
- Des sols enrichis sont retrouvés dans le secteur de Magog-Orford, qui comporte des sables et des loams ayant une signature géochimique distinctive ;
- Les vibrisses internes et externes présentent des concentrations élevées dans les BTSL et les argiles, et faibles dans les Appalaches, les loams argileux, les loams et les sables;
- Les sols provenant de la région de Magog-Orford présentent tous des concentrations anormales ;
- Les critères A sont fréquemment dépassés dans les sols échantillonnés. En effet, 14 % des sols des BTSL et 7 % des sols des Appalaches dépassent le critère de concentration A ;
- Dans les Appalaches, les sols dépassant le critère A sont associés au secteur de Magog-Orford. Dans les BTSL, les sols dépassant le critère A ne sont pas caractéristiques d'un secteur particulier.

3.4.9 Plomb (Pb)

Le plomb est un élément comportant des risques importants pour la santé humaine (voir section 1.1.9). Il est donc important de connaître et recenser les concentrations naturelles dans les sols du Québec. Le sommaire des résultats pour les différents secteurs et classes granulométriques étudiés est présenté au tableau 3.21.

Tableau 3.21 - Concentration du plomb dans les sols

Sous-division	Groupe	Moyenne (ppm)	Coefficient variation	Maximum (ppm)	98 ^e centile (ppm)	Critère A (ppm)
	Totalité des échantillons (n = 140)	12	194 %	231	54	-
Région	Basses-Terres du St-Laurent (n = 82)	10	104 %	54	47	50
	Appalaches (n = 58)	15	224 %	231	119	40
Classe granulométrique	Argile (n = 43)	10	105 %	54	54	-
	Loam argileux (n = 22)	8	79 %	32	24	-
	Loam (n = 27)	16	162 %	132	86	-
	Sable (n = 48)	14	244 %	231	51	-

Le plomb est un élément dont les concentrations varient grandement dans les sols. En effet, les concentrations sont comprises entre < 0,1 ppm et 231 ppm, et les coefficients de variation calculés sont très élevés. Les secteurs dont les sols sont les plus concentrés en plomb sont les régions de Shefford, dans les Appalaches, et le secteur est de Saint-Clet, dans les BTSL (voir annexe G9). La distribution centile démontre la grande variabilité du plomb dans les sols des Appalaches, avec un 98^e centile de 119 ppm. Le 98^e centile mesuré pour les BTSL est beaucoup plus bas, s'établissant à 47 ppm.

Lorsque comparés au critère A, seuls deux échantillons des BTSL et des Appalaches présentent des concentrations plus élevées que le seuil limite. Les anomalies de concentrations situées dans les Appalaches sont toutes deux liées à la région de Shefford. D'une manière générale, les sables et les loams sont plus concentrés, présentent de plus fortes concentrations extrêmes et ont un coefficient de variation plus élevé (244 % et 162 %, respectivement) que les loams argileux et les argiles. Les argiles et les loams argileux ont des concentrations plus faibles et moins variables. Il est toutefois difficile d'établir une relation claire entre la granulométrie et les teneurs en plomb, vu la grande variabilité des concentrations. Les sols sablonneux présentent des concentrations extrêmes plus importantes.

Tableau 3.22 - Vibrisses et recensement des anomalies pour le plomb

Sous-division	Groupe	Vibrisse suspect (ppm)	Nombre anomalies	Proportion anomalies	Vibrisse extrême (ppm)	Nombre anomalies	Proportion anomalies
	Totalité des échantillons (n = 140)	22	14	10 %	32	7	5 %
Région	Basses-Terres du St-Laurent (n = 82)	17	10	12 %	25	7	9 %
	Appalaches (n = 58)	27	6	10 %	40	2	3 %
Classe granulométrique	Argile (n = 43)	14	4	9 %	18	3	7 %
	Loam argileux (n = 22)	19	1	5 %	27	1	5 %
	Loam (n = 27)	29	4	15 %	44	1	4 %
	Sable (n = 48)	28	3	6 %	43	1	2 %

Le calcul des vibrisses internes et externes montre des seuils de concentrations plus élevés pour les Appalaches que pour les BTSL (tableau 3.22). Toutefois, pour chaque secteur analysé, une grande proportion d'anomalies suspectes (10 à 12 %) est constatée.

Un moins grand nombre d'anomalies extrêmes (2) est constaté pour les Appalaches, mais la proportion d'anomalies extrêmes reste assez élevée pour la totalité du territoire et pour les BTSL. Les vibrisses présentent des concentrations plus élevées pour les sables et les loams que pour les argiles et les loams argileux. Les proportions d'anomalies suspectes sont élevées pour chacune des classes granulométriques, soit de 5 % à 15 %. Le nombre d'anomalies extrêmes est toutefois moins important, avec une proportion oscillant entre 2 % et 7 %. La grande variabilité du plomb et la présence de concentrations extrêmes très élevées sont les principales causes du grand nombre d'anomalies.

En bref, pour le plomb :

- Il est un élément de concentration moyenne à élevée dans les sols du Québec ;
- Il possède des concentrations très variables sur l'ensemble du territoire, et présente quelques échantillons avec des concentrations extrêmes ;
- Le lien entre la moyenne de concentration et la classe granulométrique n'est pas significatif. Toutefois, les sables et les loams présentent des concentrations maximales plus élevées que les autres classes granulométriques ;
- La concentration moyenne est plus élevée dans les BTSL que dans les Appalaches ;
- Des sols fortement enrichis sont retrouvés dans le secteur de Shefford et dans le secteur est de Saint-Clet ;
- Les vibrisses internes et externes présentent des concentrations élevées dans les Appalaches, les loams et les sables, et faibles dans les BTSL, les loams argileux et les argiles ;
- Les concentrations fixées par les vibrisses sont fréquemment dépassées pour la totalité des sous-groupes analysés ;
- Deux échantillons dépassent les critères de concentration A.

3.4.10 Zinc (Zn)

Le zinc est un élément relativement abondant dans les sols du Québec. Ce métal a déjà été extrait commercialement dans certaines régions du sud du Québec, surtout dans les secteurs de Sherbrooke et d'Acton Vale (voir annexe A4). Le sommaire des résultats pour les différents secteurs et classes granulométriques étudiés est présenté au tableau 3.23.

Tableau 3.23 - Concentration du zinc dans les sols

Sous-division	Groupe	Moyenne (ppm)	Coefficient variation	Maximum (ppm)	98 ^e centile (ppm)	Critère A (ppm)
	Totalité des échantillons (n = 140)	51	58 %	136	107	-
Région	Basses-Terres du St-Laurent (n = 82)	59	51 %	124	108	110
	Appalaches (n = 58)	41	63 %	136	85	130
Classe granulométrique	Argile (n = 43)	73	35 %	124	112	-
	Loam argileux (n = 22)	49	50 %	103	92	-
	Loam (n = 27)	41	50 %	92	85	-
	Sable (n = 48)	39	76 %	136	99	-

Le zinc est un élément dont les concentrations sont relativement stables et comportant peu de concentrations extrêmes dans les sols de la zone visée. Les concentrations sont plus variables dans les sols des Appalaches, avec un coefficient de variation de 63 %. D'une manière générale, les sols sont légèrement plus concentrés dans les BTSL que dans les Appalaches. Les secteurs dont les sols sont les plus concentrés en zinc sont les régions de Shefford et de la Présentation (voir annexe G10). La distribution centile est

légèrement différente entre les BTSL et les Appalaches, avec des 98^e centiles de 108 ppm et 85 ppm, respectivement. La comparaison des échantillons avec les critères A en vigueur démontre que ces critères sont dépassés à 2 reprises dans les BTSL et à 1 reprise dans les Appalaches. Les argiles et les loams argileux présentent des concentrations moyennes plus élevées que les sables et les loams. Ainsi, plus un sol possède une grande proportion de particules fines, plus les concentrations en zinc sont susceptibles d'être élevées. Toutefois, les sols à granulométrie plus grossière présentent une variabilité accrue et possèdent des maximums de concentration plus importants.

Tableau 3.24 - Vibrisses et recensement des anomalies pour le zinc

Sous-division	Groupe	Vibrisses internes (ppm)	Nombre anomalies suspectes	Proportion anomalies	Vibrisses externes (ppm)	Nombre anomalies extrêmes	Proportion anomalies
	Totalité des échantillons (n = 140)	153	0	0 %	228	0	0 %
Région	Basses-Terres du St-Laurent (n = 82)	152	0	0 %	223	0	0 %
	Appalaches (n = 58)	113	1	2 %	170	0	0 %
Classe granulométrique	Argile (n = 43)	124	0	0 %	162	0	0 %
	Loam argileux (n = 22)	100	1	5 %	138	0	0 %
	Loam (n = 27)	89	1	4 %	126	0	0 %
	Sable (n = 48)	124	1	2 %	190	0	0 %

Les vibrisses internes et externes présentent des concentrations plus élevées pour les BTSL que pour les Appalaches (tableau 3.24). Aucune anomalie n'est identifiée pour la région des BTSL ou pour la totalité du territoire. Dans les Appalaches, seule une anomalie suspecte est identifiée. Lorsque calculées pour chaque classe granulométrique, les concentrations établies par les vibrisses sont plus élevées pour le

sable et l'argile, tandis que ceux du loam argileux et loam sont plus faibles. Aucune anomalie extrême n'est recensée, et ce, pour toutes les sous-divisions de la base de données.

En bref, pour le zinc :

- Il est un élément de concentration moyenne dans les sols du Québec ;
- Il possède des concentrations peu variables sur l'ensemble du territoire ;
- Sa moyenne de concentration est directement liée à la granulométrie des sols : plus un sol est argileux, plus il est concentré en zinc. Toutefois, la variabilité des concentrations est plus élevée dans les sols grossiers ;
- La concentration moyenne est plus élevée dans les BTSL que dans les Appalaches ;
- Des sols enrichis sont retrouvés dans le secteur de Shefford et dans le secteur de La Présentation ;
- Les vibrisses internes et externes démontrent des concentrations élevées dans les BTSL, les argiles et les sables, et faibles dans les Appalaches, les loams argileux et les loams ;
- Aucune anomalie extrême n'est identifiée ;
- Les critères de concentration A sont dépassés par deux échantillons dans les BTSL et par un échantillon dans les Appalaches.

3.5 Corrélation entre les paramètres analysés

Tel que discuté au chapitre 1, les éléments traces métalliques ont généralement des liens étroits avec les autres ETM, ainsi qu'avec certains éléments majeurs comme l'aluminium et le fer. Également, des paramètres de base (granulométrie et taux de matière organique) peuvent refléter les concentrations en ETM dans les sols. D'une manière générale, plus un ETM donné est concentré dans un sol, plus le sol aura des concentrations élevées pour les autres ETM. Toutefois, certaines signatures géochimiques particulières peuvent affecter cette tendance à l'augmentation des concentrations en ETM, d'où l'importance de documenter ces tendances afin de bien définir la corrélation réelle entre les éléments. En plus des concentrations en ETM dans les sols, des paramètres de base ont été analysés : la granulométrie, la profondeur d'échantillonnage et le pourcentage de matière organique. Il est à noter qu'après analyse des résultats, aucun lien entre la concentration des ETM et la profondeur d'échantillonnage n'est constaté. Ce paramètre ne sera donc pas détaillé dans les prochaines sous-sections.

3.5.1 Matrices de corrélation

Le coefficient de corrélation (r) représente la corrélation linéaire entre deux paramètres. Le coefficient est compris entre 1 et -1 : plus il se rapproche de l'unité (1 ou -1), plus la corrélation linéaire entre les deux paramètres considérés est forte. Inversement, plus le coefficient se rapproche de 0, moins la corrélation linéaire entre les deux paramètres est évidente. Les matrices de corrélations de la concentration des ETM par rapport à la totalité du territoire étudié, aux les Basses-Terres du Saint-Laurent, aux Appalaches et pour chaque classe granulométrique (sable, limon, argile) sont présentées à

l'annexe H1. Il est à noter que les corrélations linéaires ne permettent pas d'identifier les tendances spécifiques à un secteur et est très sensible à la présence de valeurs anomaliques possédant des concentrations en ETM très élevées.

Premièrement, une matrice de corrélation est établie pour la totalité des échantillons du territoire à l'étude. Les corrélations linéaires les plus fortes sont analysées. Le tableau 3.25 présente les principaux couples d'éléments démontrant une corrélation linéaire significative ($r \geq 0,60$) lorsque la totalité du territoire est considérée. D'une manière générale, un grand nombre de corrélations faibles ou moyennes est constaté (14). Seules deux corrélations sont considérées fortes, soit pour les couples Zn-Fe et Cr-Al. Le pourcentage d'argile et les concentrations en aluminium et en chrome sont les paramètres qui présentent le plus de corrélations linéaires avec les autres métaux. Ces paramètres sont donc de bons indicateurs des signatures géochimiques intervenant dans les sols naturels.

Tableau 3.25 - Niveau de corrélation entre les éléments pour la totalité du territoire (voir annexe H)

Niveau de corrélation linéaire	Couple d'éléments (nombre d'échantillons = 140)
Très fort ($0,9 \leq r \leq 1,0$)	
Fort ($0,8 \leq r \leq 0,9$)	Zn-Fe, Cr-Al
Moyen ($0,7 \leq r \leq 0,8$)	Al-%argile, Cr-%argile, Cd-%argile, Fe-Al
Faible ($0,6 \leq r \leq 0,7$)	Ni-Cr, Cd-Al, Cu-Al, Cr-Cu, Zn-Al, Cu-%argile, Cd-Cr, Fe-Cr, Al-%sable (nég.), Cr-%sable (nég.)

La division des matrices de corrélation en fonction du domaine géologique permet d'affiner la signature géochimique des sols pour certains éléments. Pour la région physiographique des Basses-Terres du Saint-Laurent, les principales corrélations

linéaires sont présentées au tableau 3.26. De manière générale, les corrélations linéaires entre les éléments sont plus fortes dans la région des Basses-Terres que lorsque le territoire à l'étude est analysé dans son entièreté. Un grand nombre de couples d'éléments (33) présentant des niveaux de corrélation linéaire significative sont identifiés pour cette région. Ces bonnes corrélations sont expliquées par la signature pédogéochimique distincte des Basses-Terres du Saint-Laurent par rapport au restant du territoire étudié. Le pourcentage d'argile et les concentrations en aluminium, chrome, fer et nickel sont les paramètres qui présentent le plus de corrélations linéaires avec les autres métaux.

Tableau 3.26 - Niveau de corrélation entre les éléments pour les Basses-Terres du Saint-Laurent (voir annexe H)

Niveau de corrélation linéaire	Couple d'éléments (nombre d'échantillons = 82)
Très fort ($0,9 \leq r \leq 1,0$)	Ni-Cr, Ni-Al, Cr-Al, Zn-Fe
Fort ($0,8 \leq r \leq 0,9$)	
Moyen ($0,7 \leq r \leq 0,8$)	Ni-Cu, Al-%argile, Ni-%argile, Fe-Al, Cr-%argile, Cu-Al, Cr-Cu, Ni-%sable (nég.), Fe-%sable (nég.)
Faible ($0,6 \leq r \leq 0,7$)	As-Zn, As-Ni, As-Fe, As-Al, Zn-Ni, Zn-Al, Cd-Ni, Cd-Cr, Cd-Al, Cd-%argile, Ni-Fe, Ni-Mn, Fe-Cr, Fe-%argile, Mn-Cr, Mn-Al, Cu-%argile, Zn-%sable (nég.), Cr-%sable (nég.), Al-%sable (nég.)

Pour la province géologique des Appalaches, les corrélations linéaires sont généralement moins fortes que pour le secteur des Basses-Terres du Saint-Laurent. En effet, seulement cinq couples d'éléments présentent des corrélations linéaires significatives ($r \geq 0,6$) (voir tableau 3.27). Les autres corrélations linéaires sont considérées comme faibles et peu significatives. Il est à noter qu'aucune corrélation significative n'est observée entre le taux d'argile (ou de sable) et les concentrations en

métaux dans les sols des Appalaches. Aucun paramètre ne se distingue clairement comme un indicateur géochimique pour la région.

Tableau 3.27 - Niveau de corrélation entre les éléments pour les Appalaches (voir annexe H)

Niveau de corrélation linéaire	Couple d'éléments (nombre d'échantillons = 58)
Très fort ($0,9 \leq r \leq 1,0$)	Ni-Cr
Fort ($0,8 \leq r \leq 0,9$)	
Moyen ($0,7 \leq r \leq 0,8$)	Zn-Fe
Faible ($0,6 \leq r \leq 0,7$)	Al-% _{M.O.} , As-Cd, As-Cu

3.5.2 Graphiques de corrélation

Bien que le coefficient de corrélation (r) donne une bonne indication sur les liens intervenant entre chaque élément, des signatures géochimiques distinctes et significatives peuvent être masquées lorsque l'ensemble des résultats est considéré dans le calcul des coefficients. Afin de discerner les différentes signatures géochimiques, des graphiques de type « nuage de points » sont dressés pour chaque couple d'éléments. Les graphiques produits sont présentés aux annexes I et J. Pour chaque couple d'éléments, la série de données est divisée en plusieurs sous-séries, dont : la région d'appartenance des échantillons (BTSL ou Appalaches), les secteurs à signature géochimique distincte et les anomalies singulières. Les secteurs d'exceptions sont représentés par un minimum de deux points dont les concentrations sont distinctes de la tendance générale. Les coefficients de corrélation linéaire (r) sont calculés pour chaque sous-série régionale (voir annexe H).

En bref, l'analyse de la corrélation entre les éléments traces métalliques permet d'identifier de nombreuses tendances (annexes I et H) :

- Plusieurs secteurs présentent des signatures pédogéochimiques distinctes de leur province géologique respective :
 - Le secteur de Potton possède des concentrations élevées en arsenic et en nickel;
 - Le secteur de Magog-Orford possède des concentrations élevées en nickel et en chrome ;
 - Le secteur du Bas-Richelieu présente des concentrations élevées en cuivre ;
 - Le secteur de Vaudreuil possède des concentrations élevées en cadmium;
 - Le secteur de Shefford présente des teneurs élevées en plomb ;
 - Le secteur de Saint-Hyacinthe possède de faibles concentrations en fer et ne suit pas la tendance géochimique générale des BTSL pour cet élément.
- Très peu d'anomalies singulières sont identifiées : les concentrations distinctes sont généralement expliquées par une tendance régionale ;
- Les coefficients de corrélations linéaires (r) sont généralement plus élevés lorsque la sous-division des secteurs est réalisée. Quelques exceptions s'imposent dans les Appalaches, soit pour les couples As-Cd, As-Cu et Ni-Cr, qui ont des coefficients de corrélations plus faibles lorsque la population est sous-divisée ;
- Un grand nombre de corrélations très fortes ($r \geq 0,9$) sont observées dans les BTSL, soit pour les couples d'éléments : Zn-Fe, Cd-Fe, Ni-Cr, Ni-Al, Cr-Al ;
- Plusieurs (9) corrélations fortes ($0,9 \geq r \geq 0,8$) sont également observées dans les BTSL ;

- De manière générale, pour les BTSL, les corrélations linéaires associées au Cd, Ni, Fe, Cr et Al sont fortes et les corrélations linéaires associées au Pb et Mn sont faibles ;
- Peu de corrélations significatives sont observées dans les Appalaches, avec seulement deux corrélations de niveau moyen entre le Zn-Fe et le Ni-Cr.

Des graphiques de type « nuage de points » sont également réalisés pour la relation entre les éléments traces métalliques et les paramètres de base, soit le taux d'argile, de sable et la teneur en matière organique (voir annexe J). Les matrices des coefficients de corrélations de chaque série sont présentées à l'annexe H. De manière générale, on observe :

- Dans les BTSL, plus la proportion de particules fines est élevée (% d'argile) dans les sols, plus les concentrations en ETM sont élevées. Inversement, plus la proportion de particules grossières est importante (% sable), plus les concentrations en ETM sont faibles ;
- Dans les Appalaches, les corrélations entre les proportions de particules fines et de particules grossières et les concentrations en ETM sont peu évidentes et généralement non-significatives ($-0,6 \geq r \leq 0,6$) ;
- Les éléments présentant une corrélation significative ($r \geq 0,6$) avec la proportion de particules fines sont l'Al, Cd, Cr, Cu, Fe et Ni (pour les BTSL) ;
- Les éléments présentant une corrélation négative significative ($r \leq -0,6$) avec la proportion de particules grossière sont l'Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni et Zn (pour les BTSL) ;
- Les corrélations entre les teneurs en matière organique et les concentrations en éléments traces métalliques sont faibles et peu significatives. Seuls le Zn (BTSL) et l'Al (Appalaches) présentent des coefficients de corrélations supérieurs à 0,6 pour ce paramètre ;

- Trois échantillons possèdent des teneurs très élevées en matière organique (plus de 12.5%). Toutefois, ces anomalies ne présentent pas de concentrations anormalement élevées en ETM et n'ont pas d'impact significatif sur le traitement des données. Ces anomalies ont été isolées afin de ne pas influencer les coefficients de corrélations linéaires.

De manière générale, la sous-division de la population permet de mieux identifier les tendances géochimiques prédominantes dans la région à l'étude. La majorité des coefficients de corrélations (r) sont plus élevés avec une sous-division que lorsque l'ensemble de la population est considéré. Toutefois, l'interprétation de ces données doit être faite avec précaution : il est important de considérer les sous-divisions régionales avant de tirer des conclusions sur le comportement géochimique des ETM.

CHAPITRE IV SYNTHÈSE ET DISCUSSION

4.1 Retour sur la quantification des ETM dans les sols

Les concentrations en éléments traces métalliques dans les sols du sud-est du Québec sont variables et dépendent de nombreux facteurs, dont la géographie, la texture du sol et son évolution pédogéochimique. Certains secteurs présentent des concentrations particulièrement élevées en métaux par rapport au bruit de fond régional. Les concentrations en éléments traces métalliques dans l'environnement secondaire (sols, sédiments, eaux souterraines, etc.) sont directement liées à leur concentration dans l'environnement primaire (Choinière et Beaumier, 1997). Il est donc fréquent de mesurer des concentrations en métaux élevées dans les sols situés à proximité de minéralisations dans la roche-mère. De plus, la texture des sols a un impact indéniable : les sols argileux contiennent généralement plus de métaux que les sols sablonneux (Giroux *et al.*, 1992). Cette caractéristique peut influencer considérablement le signal géochimique régional.

Suite à l'analyse détaillée de la distribution des ETM sur le territoire à l'étude, il est constaté que les concentrations moyennes en métaux sont généralement plus élevées dans les sols des Basses-Terres du Saint-Laurent que dans les sols des Appalaches. Le Zn, Cd, Fe, Mn, Cr, Cu et Al présentent un enrichissement dans les sols des BTSL. À l'opposé, l'As et le Pb sont plus concentrés dans les sols des Appalaches. Le Ni obtient une concentration moyenne semblable. Plusieurs concentrations extrêmes sont

mesurées dans les échantillons de sol des Appalaches, notamment pour l'As, Zn, Pb, Ni et le Mn. Conséquemment, les coefficients de variation sont généralement plus élevés dans les Appalaches que dans les BTSL.

Les cartes géochimiques illustrent la répartition des concentrations en métaux dans les sols du sud du Québec (annexe G). L'analyse des cartes géochimiques a permis d'identifier les zones présentant des concentrations anormalement élevées en métaux, ainsi que les secteurs présentant une signature géochimique distincte. Les sols associés aux complexes ophiolitiques d'Orford présentent de fortes anomalies des concentrations en Ni, Cr et As, qui sont totalement distinctes de la signature géochimique régionale, en plus de dépasser les concentrations prescrites par les critères A. Les données géochimiques du SIGEOM (MERN) pour le Ni, Cr et As concordent avec les concentrations mesurées dans la présente étude, tout comme les résultats obtenus par Beaumier (2005) et Laferrière (2014). Ces concentrations anormales sont retrouvées tout au long du complexe ophiolitique, qui s'étire de la Beauce au nord jusqu'aux États-Unis au sud (Beaumier, 2005). Plusieurs indices de minéralisation géologique sont également recensés pour le secteur de Magog-Orford, le long du complexe ophiolitique (voir annexe A4). Aucune autre formation géologique n'a pu être associée à des concentrations élevées en ETM dans les sols de la région à l'étude : les extrêmes de concentrations sont ponctuels et ne sont pas exclusivement associés à une seule unité géologique. Quoi qu'il en soit, mis à part les secteurs de Magog, Orford et Potton, les principaux secteurs dont les sols présentent des anomalies de concentration notables sont les suivants :

- **Bas-Richelieu** : anomalies en Cu dépassant le critère A (65 et 98 ppm). Les sols correspondent à des argiles lourdes d'origine marine caractérisée par des concentrations relativement élevées en Al ;

- **Vaudreuil** : anomalies en Cd dépassant le critère A (1,8 et 2,9 ppm). Les deux sols identifiés ne sont pas de même origine et texture, soit un sable grossier d'origine fluviatile et une argile lourde d'origine marine ;
- **Shefford et Saint-Joachim-de-Shefford** : anomalies en Pb dépassant le critère A (132 et 231 ppm). Les deux sols sont caractérisés par une texture loameuse (dépôt glaciaire). Également, les terrains ne présentent aucun risque de contamination anthropique en métaux (terrains vacants et boisés jusqu'à aujourd'hui).

L'étude de Giroux *et al.* (2004) recense les concentrations naturelles en ETM dans les sols du Québec et fournit des renseignements essentiels sur la géochimie des sols agricoles des Basses-Terres du Saint-Laurent. Dans les sols analysés, plusieurs argiles présentent des concentrations de plus de 1.5 ppm en Cd et le 98^e centile des échantillons provenant des BTSL est fixé à 1.9 ppm (MEF, 1998). Les concentrations en Cd mesurées dans le secteur de Vaudreuil sont donc représentatives des variations naturelles recensées dans les études antérieures.

Les anomalies identifiées pour le Pb et le Cu dépassent les concentrations maximales pour les sols agricoles du Québec décrites dans l'étude de Giroux *et al.* (2004), mais elles restent inférieures aux concentrations maximales pour les Basses-Terres du Saint-Laurent et pour les Appalaches présentées dans l'étude de Choinière et Beaumier (1997). Les sols présentent donc des concentrations en plomb similaires aux études antérieures pour le sud du Québec.

Du côté réglementaire, les critères A, décrits dans la *Politique de Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés* (MDDELCC), fixent les concentrations maximales d'éléments traces métalliques pouvant intervenir dans l'environnement sans apport anthropique. Or, l'étude historique démontre que les sols échantillonnés n'ont

subi aucun apport anthropique et sont tous d'origine naturelle (voir section 3.2). Les concentrations mesurées dans les sols du sud du Québec présentent des dépassements fréquents des critères A actuels pour plusieurs éléments. Le tableau 4.1 décrit la proportion d'échantillons dépassant les critères A applicables pour les Basses-Terres du Saint-Laurent et les Appalaches.

Tableau 4.1 - Comparaison des concentrations mesurées dans les échantillons et les critères A applicables

Élément	Proportion d'échantillons dépassant les critères A	
	Basses-Terres du Saint-Laurent (n = 82)	Appalaches (n = 58)
As	16 %	3 %
Cd	2 %	0 %
Cr	17 %	3 %
Cu	15 %	0 %
Mn	13 %	9 %
Ni	14 %	7 %
Pb	2 %	3 %
Zn	2 %	2 %

Il est constaté au tableau 4.1 que la problématique des TDFN élevées affecte particulièrement la région physiographiques des BTSL, avec des proportions de dépassement de critère de plus de 10 % pour l'As, Cr, Cu, Mn et Ni. Dans les Appalaches, les proportions d'échantillons dépassant les critères A sont moins importantes : le Mn présente 9 % d'anomalies et le Ni 7 %. Les autres éléments analysés ont de moins grandes proportions d'anomalies (3 % et moins). Une carte géochimique démontrant le nombre de critères dépassés par échantillon est présentée à l'annexe K. Il est constaté que quatre grands secteurs montrent une problématique

prononcée en ce qui a trait au dépassement des critères A en vigueur : Salaberry-de-Valleyfield et Vaudreuil, St-Philippe-de-Laprairie, le Bas-Richelieu, St-Hyacinthe et environs, et la région de Magog-Orford. Tous ces secteurs présentent des concentrations en métaux supérieures aux critères A pour plus de deux éléments. L'utilisation des critères A peut donc poser des problèmes lors de la réalisation de caractérisations environnementales dans ces régions, notamment en infligeant des restrictions d'usage pour les sols naturellement enrichis en ETM.

Neuf échantillons dépassent le critère B pour le manganèse. Ces sols naturellement enrichis sont uniformément répartis sur la totalité du territoire étudié. Toutefois, tel que décrit dans le *Cadre de gestion des teneurs naturelles en manganèse dans le sol* (MDDEP, 2012), certaines dispositions permettent une gestion moins restrictive des sols naturels dépassant le critère A. Ainsi, aucune restriction d'usage ne s'applique pour les sols possédant des concentrations supérieures à 1 210 ppm (BTSL) ou à 2 025 ppm (Appalaches). Dans notre étude, seul un échantillon dépasse le critère spécifique établi dans le *Cadre de Gestion* : la gestion de ce sol doit se faire conformément aux recommandations établies. Selon l'étude de Bluteau et Belleville (2012), l'indice de risque associé à une exposition en manganèse par des sols d'origine exclusivement naturelle atteint un niveau seuil (indice de risque ≥ 1) à plus de 34 000 ppm. Le risque associé à une exposition de sols naturels à des concentrations inférieures à 34 000 ppm est donc jugé acceptable selon l'étude du MSSS. Dans notre cas, aucun sol ne dépasse le seuil de dangerosité du MSSS. Donc les concentrations naturelles en manganèse mesurées dans les sols du sud du Québec ne présentent pas un risque pour la santé humaine, d'un point de vue théorique.

Deux échantillons dépassent le critère B pour le nickel dans la région de Magog-Orford. Le critère B est calculé de manière théorique par le Ministère et représente le seuil de dangerosité pour les terrains résidentiels contaminés. Toutefois, ces critères ne

permettent pas d'évaluer le risque associé à une exposition à un sol naturel, mais bien à un sol contaminé par une source anthropique (Bluteau et Belleville, 2011). L'utilisation des critères B comme valeur plafond, tel que mentionné dans l'étude du MEF (1998), est donc discutable d'un point de vue de la validité scientifique, puisqu'ils ne sont pas applicables aux sols naturels.

En bref, les concentrations en métaux mesurées dans les sols naturels du sud du Québec suggèrent que les critères A actuellement en vigueur sont trop restrictifs pour bien représenter les teneurs de fond naturelles de la région étudiée. De plus, les critères B ne devraient pas être utilisés comme concentration plafond pour les critères de TDFN dans le cas de sols naturels non perturbés, puisque des critères sont seulement applicables aux sols contaminés par une source anthropique. Il est donc essentiel d'établir des critères spécifiques fixés en fonction des données pédogéochimiques recensées dans cette étude.

4.2 Établissement des critères spécifiques

Les vibrisses de Tuckey (1977) permettent de fixer de manière statistique une concentration maximale pouvant intervenir dans les sols naturels sans apport anthropique. Cette méthode est particulièrement avantageuse pour les études d'inventaires géochimiques, puisqu'elle ne prend pas en considération les concentrations extrêmes (anomalies) dans son calcul et n'est donc pas faussée par leur présence. La méthode des vibrisses a été utilisée par Villanneau *et al.* (2008) et consiste en la méthode recommandée par le MDDELCC pour les distributions de concentration ne suivant pas la loi normale dans les *Lignes Directrices* (Ouellette, 2012). Les critères A en vigueur sont généralement établis entre les 90^e et 98^e centiles de la distribution

des échantillons de l'étude de Choinière et Beaumier (1997). L'adoption de ces critères a été validée par le MEF en 1998 dans le document *Validation des critères A dans les sols*. Toutefois, l'établissement des critères A à partir des distributions centiles de concentration de l'étude de Choinière et Beaumier (1997) est problématique à plusieurs niveaux :

- La distribution des concentrations en métaux dans les sols ne suit pas toujours la loi normale de distribution et peut présenter une plurimodalité ou être dissymétrique ;
- Certains secteurs présentent des sols enrichis en métaux et répondent à une signature géochimique distincte du restant de la distribution ;
- Plusieurs secteurs ne sont que peu représentés dans l'étude statistique, et leur importance relative sur la distribution des concentrations est faible (par exemple, le sud-est du Québec) ;
- Puisque les critères A sont fixés entre le 90^e et le 98^e centile de la distribution (MEF, 1998), le niveau de sévérité des critères A est plutôt variable. En effet, selon les données présentées dans l'étude de Choinière et Beaumier (1997), les différences de concentration entre le 90^e et le 98^e centile peuvent être de l'ordre d'un facteur de 3 ;
- L'utilisation du critère B comme valeur plafond provoque une problématique importante au niveau du Mn, dont le critère A a été fixé au 80^e centile de la distribution.

Les problèmes énumérés ci-dessus concernant l'établissement des critères A provoquent une grande présence des anomalies dans les sols naturels du Québec lorsqu'ils sont comparés aux critères A. Les proportions d'anomalies sont normalement situées entre 2% et 10% lorsque les 98^e et 90^e centiles sont utilisés pour fixer les critères A. Pourtant, il est normal que certains secteurs présentent des sols enrichis en métaux.

La forte présence d'anomalies dans les sols naturels provoque une gestion déficiente de ces sols. Suite à ces considérations, l'établissement de critères spécifiques pour la région du sud du Québec doit répondre deux paramètres : (1) limiter le nombre d'anomalies et (2) prendre en considération et reconnaître le caractère distinctif des secteurs d'exceptions.

Un équilibre entre la concentration fixée par le critère spécifique et le nombre d'anomalies doit donc être établi afin de préserver une bonne représentativité de la population. Tel qu'expliqué précédemment, il est préférable de ne pas utiliser la méthode des rangs centiles pour fixer les critères spécifiques, puisque cette méthode implique une omniprésence d'anomalies de concentration. Ainsi, l'utilisation des vibrisses, couplée à une sous-division régionale (BTSL et Applaches), consiste en la méthode la plus appropriée pour la présente étude. En effet, cette méthode permet d'analyser et de limiter le nombre d'anomalies, et de fixer un seuil de concentration indépendamment des extrêmes de concentration. Les vibrisses permettent également d'identifier des anomalies suspectes et extrêmes, qui seront ensuite analysées en fonction de leur positionnement géographique et de leur domaine géochimique respectif.

Les vibrisses calculées pour chaque élément ont permis d'identifier deux seuils de concentration différents, soit les vibrisses interne et externe. Les proportions d'anomalies sont variables en fonction de la distribution des concentrations en ETM dans les sols. Les règles suivantes doivent être respectées pour fixer des critères spécifiques représentatifs de la distribution des éléments dans les sols naturels :

- La vibrisse interne est recommandée lorsque la proportion d'anomalies suspectes est inférieure à 2 % ;

- La vibrisse externe est recommandée lorsque la proportion d'anomalies suspectes est supérieure à 2 % et que la proportion d'anomalies extrêmes est inférieure à 2 % ;
- Le 98^e centile est recommandé lorsque la proportion d'anomalies extrêmes dépassant la vibrisse externe est supérieure à 2 % et que les anomalies ne sont pas associées à un secteur particulier (ne sont pas classés comme des secteurs d'exception) ;
- Les échantillons appartenant à un secteur naturellement enrichi dépassant les vibrisses externes sont mentionnés comme « exceptions » et non comme des anomalies ;
- Le critère A en vigueur est recommandé lorsque le critère spécifique recommandé selon les critères énumérés ci-dessus est inférieur au critère existant ;
- Les critères peuvent dépasser les critères B et C, dans la mesure où les concentrations naturelles mesurées ne représentent pas un risque pour la santé humaine et l'environnement selon les études antérieures.

Au tableau 4.2 sont décrits les critères spécifiques (C.S.) proposés pour chaque province géologique. Les concentrations ont été arrondies au deuxième chiffre significatif afin d'uniformiser les résultats. Les concentrations maximales rencontrées dans les secteurs présentant des concentrations en métaux « d'exceptions » sont présentées au tableau 4.3. Ces valeurs font office de concentration maximale intérimaire intervenant dans les sols naturels pour les secteurs visés. Toutefois, il est possible que des concentrations plus élevées soient mesurées dans des sols naturels dans le cadre d'études subséquentes. Ces résultats devront être documentés et détaillés avec soins afin de fixer une nouvelle concentration maximale pour un secteur.

En bref, les critères spécifiques (C.S.) proposés pour les BTSL sont plus élevés ou égaux aux critères A (C.A.) actuellement en vigueur. Certains éléments, dont le Cr, Cu, Mn et Ni, obtiennent des critères spécifiques de concentrations 1,5 fois plus élevées que les critères A en vigueur. Les secteurs du Bas-Richelieu et de Vaudreuil présentent des concentrations « d'exceptions » pour le cuivre et pour le cadmium, qui ne cadrent pas dans le signal géochimique des sols à l'échelle des BTSL. Ce secteur devra donc être traité séparément pour leurs concentrations en cuivre et cadmium dans les sols, et les critères spécifiques de ces secteurs font référence à la concentration maximale mesurée pour ces éléments. Dans les Appalaches, la majorité des nouveaux critères spécifiques proposés sont inférieurs aux critères A actuellement en vigueur. Seul le critère spécifique du manganèse est plus élevé que le critère A actuel. Toutefois, deux secteurs « d'exceptions » sont à considérer lors d'études environnementales dans la région des Appalaches : Magog-Orford et Potton, Shefford et St-Joachim-de-Shefford (voir tableau 4.3). Ces secteurs présentent des concentrations enrichies en As, Cr et Ni (Magog-Orford), et en Pb (Shefford et St-Joachim-de-Shefford).

Tableau 4.2 - Comparaison entre les critères spécifiques (C.S.) proposés et les critères A en vigueur (C.A.)

Élément	Basses-Terres du Saint-Laurent				Appalaches			
	C.S., en ppm	Type de limite	C.A., en ppm	Diff. C.S. et C.A.	C.S., en ppm	Type de limite	C.A., en ppm	Diff. C.S. et C.A.
Al	55 000	V.I.	-	N/A	27 000	V.E.	-	N/A
As	8	V.I.	6	↑	15 ³	C.A.	15	=
Cd	1,9 ¹	V.I.	1,5	↑	1,3	C.A.	1,3	=
Cr	160	V.I.	85	↑	75 ³	C.A.	75	=
Cu	60 ²	V.I.	40	↑	50	C.A.	50	=
Fe	63 000	V.I.	-	N/A	47 000	V.I.	-	N/A
Mn	1 600	V.E.	770	↑	1 700	V.E.	1 000	↑
Ni	80	V.I.	50	↑	55 ³	C.A.	55	=
Pb	50	98 ^e centile	50	=	40 ⁴	V.E.	40	=
Zn	150	V.I.	110	↑	130	C.A.	130	=

¹ Exception pour le secteur de Vaudreuil ;

² Exception pour la région du Bas-Richelieu ;

³ Exception pour la région de Magog-Orford et de Pottton (association au complexe Ophiolitique) ;

⁴ Exception pour la région de Shefford et de St-Joachim-de-Shefford ;

où V.I. = Vibrisses internes, V.E. = Vibrisses externes, C.S. = Critères spécifiques proposés, C.A. = Critères A en vigueur, N/A = Non-applicable.

Tableau 4.3 – Concentrations maximales mesurées dans les secteurs présentant des concentrations « d'exception »

	¹ Vaudreuil	² Bas-Richelieu	³ Magog-Orford et Potton	⁴ Shefford et St- Joachim-de- Shefford
Maximum de concentration mesuré	Cd = 2,9 ppm	Cu = 98 ppm	As = 27 ppm Cr = 95 ppm Ni = 191 ppm	Pb = 231 ppm

Selon les *Lignes Directrices* ainsi que le dernier paragraphe de l'article 1 du RPRT, les critères spécifiques établis substituent les critères A actuellement en vigueur pour la zone à l'étude (voir section 1.4.1). Selon ces dispositions, les sols dont les teneurs en métaux sont inférieures aux critères spécifiques ou aux concentrations « d'exceptions » sont considérés naturels et sont gérés sans restriction. Les cartes géochimiques présentées à l'annexe G apportent un support visuel sur la distribution des concentrations naturelles en métaux dans les sols. Les critères spécifiques proposés sont applicables dans les limites de la zone à l'étude. Il est possible de se référer aux critères spécifiques pour des secteurs situés légèrement au-delà de la zone à l'étude, à condition que les caractéristiques pédogéochimiques des sols soient semblables. Plus de détails sur la gestion des sols et sur l'applicabilité des critères spécifiques sont apportés à la section 4.4 du présent rapport.

4.3 Les signatures géochimiques des sols

La distinction des concentrations naturelles en éléments traces métalliques des apports de source anthropiques dans les sols peut s'avérer difficile. En effet, sauf pour certaines formes de contaminants anthropiques tels les résidus de fonderies ou autres formes

minérales de métaux, il n'est pas possible de distinguer d'une manière directe les éléments étant d'origine naturelle de ceux d'origine anthropique. Il faut alors adopter des techniques d'identification indirecte, comme l'étude de la distribution des ETM dans l'environnement, l'étude des signatures géochimiques ou les méthodes d'analyses isotopiques. Jusqu'à ce jour, l'analyse de la distribution des ETM est la méthode priorisée au Québec : on mesure les concentrations naturelles « normales » dans les sols (n'ayant pas subi d'apport anthropique) et une concentration de référence est fixée, qui représente le maximum de concentration « normal » retrouvé dans l'environnement naturel pour cet élément (Choinière et Beaumier, 1997, MDDELCC, 2015b). Actuellement, les critères A jouent le rôle de concentrations de référence pour les métaux et métalloïdes. Les critères spécifiques fixés à la section précédente viennent compléter les critères A dans la zone étudiée.

Il est possible d'étudier d'autres aspects de la géochimie des sols pour différencier les sols naturels des sols ayant subi un apport anthropique. L'étude des signatures géochimiques permet d'identifier rapidement et avec précision l'origine des sols. Nous définissons la signature géochimique d'un sol comme un trait distinctif (en lien avec la concentration des ETM) qui permet de discerner le sol d'un autre sol d'une même région ou d'une autre région. Certaines grandes régions possèdent des signatures géochimiques distinctes (exemple : les provinces géologiques des Basses-Terres du Saint-Laurent et des Appalaches), tandis que des secteurs de petite échelle peuvent présenter une signature géochimique distincte de la région (ex : le secteur de Magog-Orford). En somme, une signature géochimique peut intervenir sous différentes formes, soit :

- Un enrichissement en ETM ;
- Un appauvrissement en ETM ;

- Un lien entre les concentrations de deux ou plusieurs ETM (corrélation linéaire) ;
- Un lien entre la concentration d'un ETM et la teneur en matière organique ou le taux d'argile (corrélation linéaire).

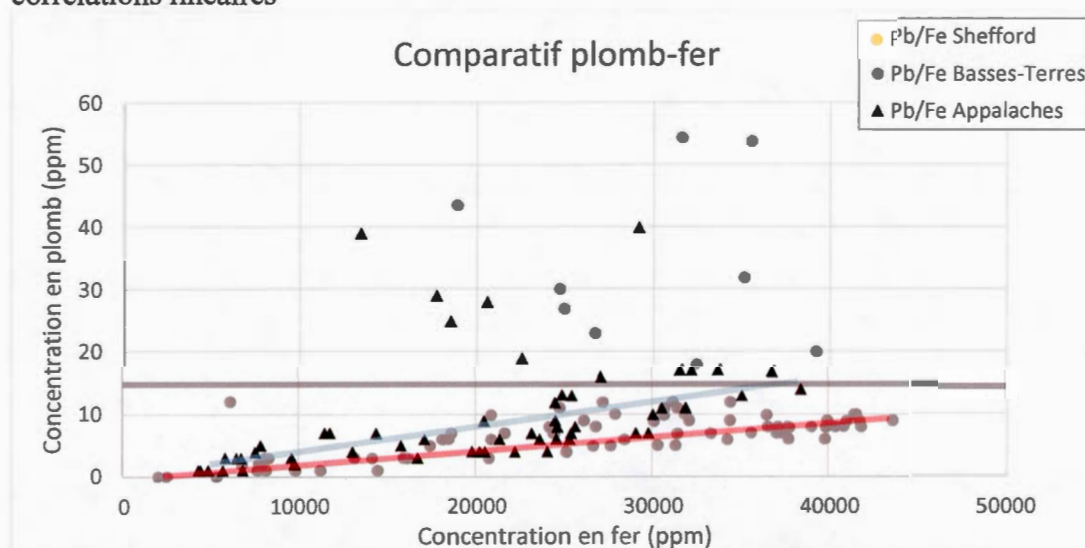
Ainsi, lorsque la signature géochimique d'un sol diverge de la signature géochimique régionale et/ou locale, cette différence témoigne de la présence d'un sol exogène (ex : remblai), d'un sol ayant subi un apport anthropique en ETM, ou d'un sol naturel possédant une signature géochimique non documentée. Dans le cas d'un remblai, il est parfois possible d'identifier son origine en comparant sa signature géochimique à celle des sols situés dans les secteurs environnants. La provenance des sols est ainsi identifiée et la présence ou non d'un apport anthropique en ETM peut être vérifiée sans faire appel aux critères A ou aux critères spécifiques.

Tel que décrit à la section 3.5.2, les graphiques de corrélation linéaire sont les meilleurs moyens pour identifier les signatures géochimiques de chaque élément. Ils ont permis d'identifier de nombreux domaines géochimiques spécifiques, en plus de discerner les provinces géologiques rencontrées dans le territoire à l'étude.

D'une manière générale, les coefficients de corrélation linéaire entre les éléments sont forts et très significatifs pour la région physiographique des Basses-Terres du Saint-Laurent. La majorité des éléments présentent des corrélations linéaires significatives entre eux, à l'exception du Pb et du Mn, qui n'ont que peu ou aucune corrélation linéaire avec les autres éléments (voir annexe H). Dans les sols des Appalaches, les corrélations linéaires entre les éléments sont majoritairement faibles et non-significatives. Les concentrations de Mn sont très variables dans l'environnement naturel et ne sont pas liées à des minéralisations spécifiques et prédictibles. Le Pb adopte un signal géochimique très particulier dans les sols : ses concentrations

semblent étroitement liées aux concentrations des autres éléments jusqu'à une concentration maximale de 15 ppm en suivant une corrélation linéaire. Lorsque la concentration en Pb est supérieure à 15 ppm, plus aucune corrélation linéaire n'est observée (voir l'exemple du plomb-fer à la figure 4.1). Il est donc très difficile de fixer une concentration maximale en plomb pour l'environnement naturel, vu sa grande variabilité lorsque le seuil de 15 ppm est dépassé.

Figure 4.1 - Comparaison des concentrations en fer et en plomb et identification des corrélations linéaires



Malgré que certains éléments abordent des signatures géochimiques singulières, plusieurs ETM montrent de fortes corrélations entre eux et permette de différencier une région ou un secteur par rapport à un autre. Voici quelques exemples de signatures géochimiques distinctives parmi plusieurs, tous présentées à l'annexe I. La direction des flèches (\uparrow , \approx , \downarrow) précèdent le symbole de l'élément chimique représente la concentration maximale typique de l'élément selon le secteur étudié. Les zones colorées représentent l'éventail des concentrations typiques pour chaque secteur.

Figure 4.2 - Comparaison des concentrations en aluminium et en chrome et identification des signatures géochimiques

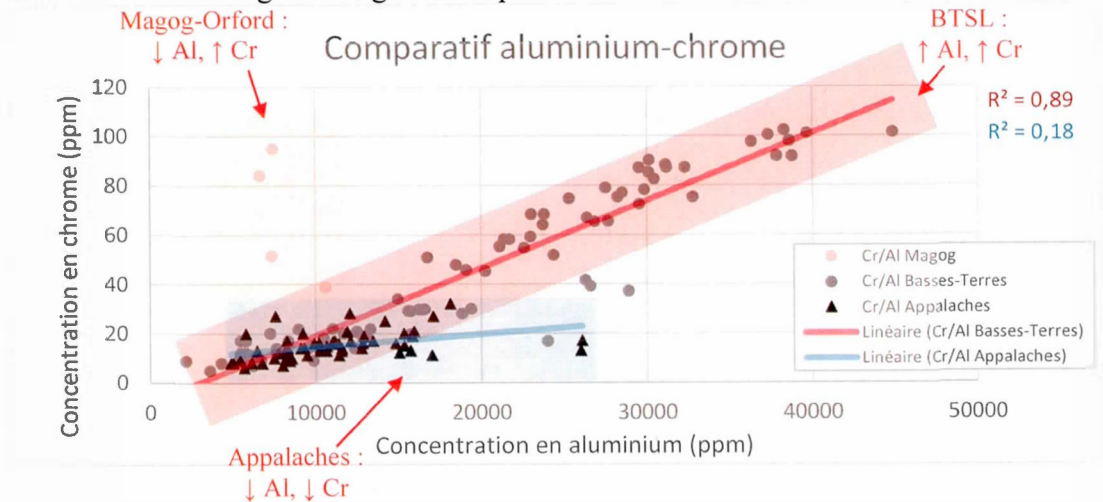


Figure 4.3 - Comparaison des concentrations en nickel et en cadmium et identification des signatures géochimiques

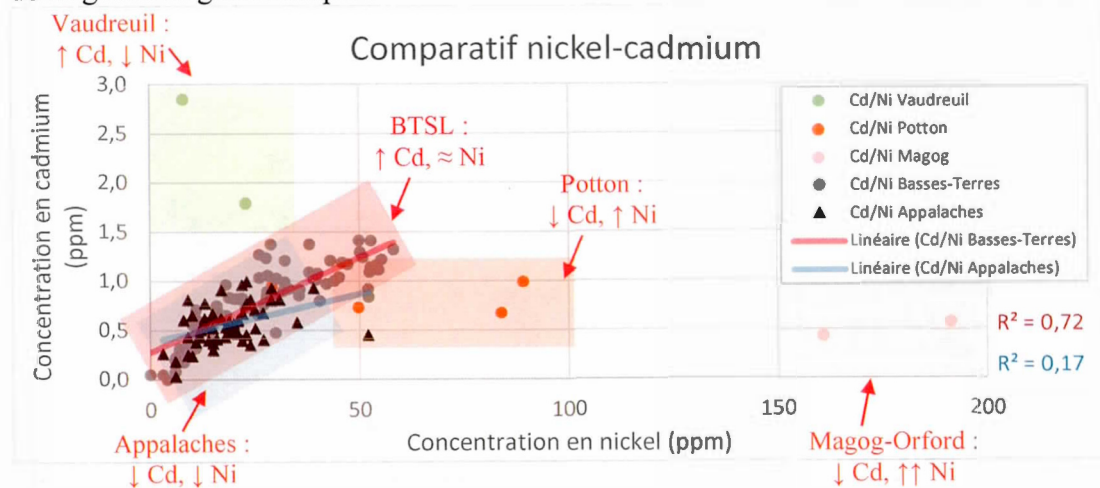


Figure 4.4 - Comparaison des concentrations en zinc et en arsenic et identification des signatures géochimiques

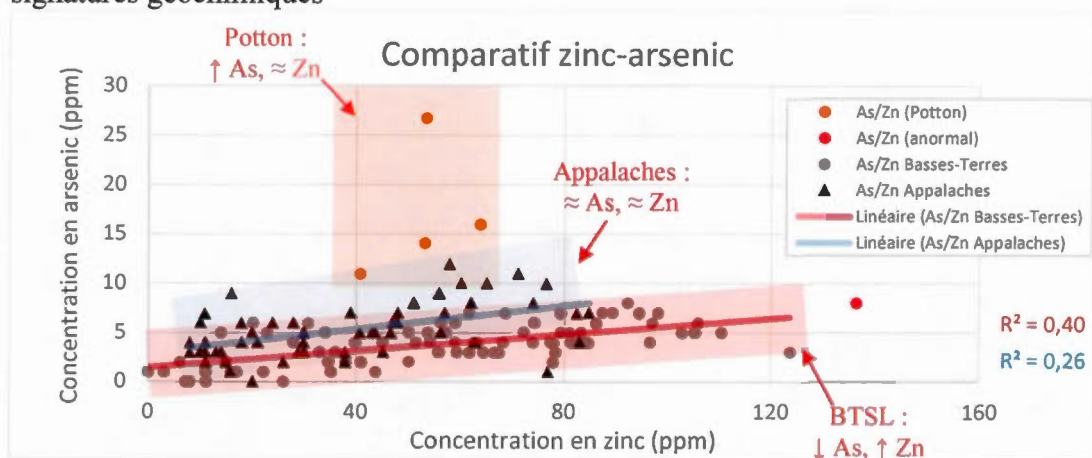
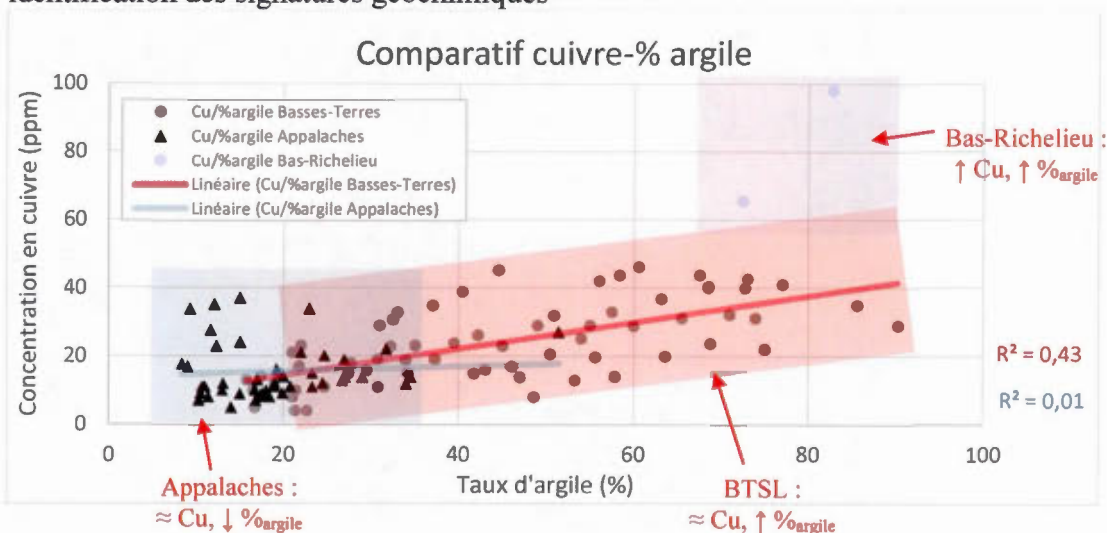


Figure 4.5 - Comparaison des concentrations en cuivre et le taux d'argile et identification des signatures géochimiques



Ainsi, avec les graphiques de la distribution des éléments, il est possible d'identifier des concentrations typiques dans les sols pour chaque couple d'élément de chaque régions et secteurs. Cette méthode d'analyse par « domaine » de concentrations d'ETM permet d'améliorer la simple analyse des corrélations linéaires, qui peut avoir certaines limites. Par exemple, certains couples d'éléments ne sont que peu corrélés linéairement

($R < 0.5$), mais peuvent toutefois avoir des concentrations typiques de la région pour certains ETM.

Pour appliquer cette méthode d'analyse dans un cas réel, il suffit de comparer les concentrations des couples de chaque élément mesuré dans l'échantillon et de vérifier si les concentrations mesurées concordent avec les concentrations typiques de la région étudiée. Si les concentrations concordent avec les valeurs typiques de la région, l'échantillon est naturel et concorde avec la TDFN locale. Si les concentrations dérogent des concentrations typiques, l'échantillon a probablement subi un apport anthropique d'ETM ou il appartient à un secteur naturellement enrichi non identifié dans cette étude.

4.4 Cadre de gestion

La mise en place de critères spécifiques doit contribuer à clarifier et faciliter la gestion des sols excavés, et ce, sans alourdir significativement les tâches administratives associées à leur caractérisation. Un cadre de gestion clair doit être mis en place afin de favoriser une bonne gestion des sols naturellement enrichis en métaux, sans favoriser une dégradation de l'environnement ou causer des impacts pour l'être humain. Si les critères spécifiques sont trop permissifs (concentrations trop élevées), des sols faiblement contaminés pourraient être confondus avec des sols naturels et pourraient poser un risque de contamination à l'environnement. Inversement, des critères spécifiques trop restrictifs (trop bas) poseraient des problèmes de gestion importants en classant des sols naturels comme contaminés. Les critères spécifiques doivent donc être fixés en considérant l'équilibre décrit précédemment, tout en représentant avec exactitude les TDFN dans les sols. Les critères spécifiques et les outils de travail mis

en place doivent ensuite être appliqués dans une suite logique d'actions, afin d'assurer la bonne gestion des sols. Cette démarche est nommée « cadre de gestion » (voir annexe L). Le cadre de gestion et de caractérisation est divisé en 6 étapes consécutives :

- i) Comparaison avec les critères A en vigueur ;
- ii) Comparaison avec les critères spécifiques pour les BTSL et Appalaches ;
- iii) Comparaison avec les cartes géochimiques et les concentrations maximales ;
- iv) Comparaison avec les signatures géochimiques des sols de la région étudiée ;
- v) Étude sur l'historique du site et des activités à risques ;
-) Réalisation d'une étude selon les « Lignes Directrices » et comparaison avec les critères spécifiques nouvellement établis.

La mise en application des étapes décrites ci-dessus permet de respecter les critères A actuellement en vigueur, tout en utilisant les nouveaux outils mis à la disposition des décideurs. Si l'une des étapes décrites dans le cadre de gestion démontre que les concentrations mesurées en métaux sont d'origines naturelles, les sols pourront être gérés sans restriction en vertu du dernier paragraphe de l'article 1 du RPRT. Pour les sols dont il est prouvé que les concentrations en métaux sont d'origine anthropique, les critères A sont appliqués et les sols peuvent être contraints à des restrictions d'usage. Dans ces cas, la *grille de gestion intérimaire des sols contaminés excavés* (annexe B2) peut fournir des informations pertinentes sur la gestion des sols.

CONCLUSION

La caractérisation des dépôts de surface est essentielle pour assurer une bonne représentativité des données géochimiques régionales du sud du Québec. Actuellement, les données géochimiques sont compilées par le Ministère à l'aide de l'outil en ligne SIGEOM, pour des fins d'utilisation dans le domaine de l'exploration minière. Les critères A, présentés dans la PPSRTC, fixent les concentrations maximales en métaux intervenants dans les sols naturels. Ces critères sont applicables pour des zones très vastes (à l'échelle des provinces géologiques). Également, il est reconnu que les teneurs naturelles en métaux peuvent varier d'une manière importante dans les sols québécois. L'objectif de la présente étude était de fixer des critères spécifiques pour les métaux et métalloïdes des sols du sud du Québec, qui viendront appuyer et compléter les critères A actuellement en vigueur à l'échelle provinciale. Également, un cadre de gestion et de caractérisation des sols a été mis sur pied afin de faciliter et favoriser la gestion des sols naturellement enrichis en ETM. La méthode employée s'inscrit directement dans les méthodes d'analyses proposées dans les *Lignes Directrices* (MDDELCC, 2012). Ultimement, cette étude permet de substituer les critères A en vigueur avec les critères spécifiques nouvellement établis pour la zone à l'étude.

L'inventaire géochimique des sols du sud du Québec a permis d'assembler une banque de données considérable, portant sur la distribution des métaux et métalloïdes sur le territoire. Les résultats démontrent que les concentrations en métaux dans les sols du sud du Québec sont variables et significativement différentes des concentrations observées pour le reste du territoire de la Province. En effet, il est démontré que les critères A pour les Basses-Terres du Saint-Laurent présentent une forte proportion de concentrations anormales et sont dépassés à plusieurs reprises. L'arsenic, le chrome,

le cuivre, le manganèse et le nickel dépassent les concentrations prescrites par les critères A dans plus de 10 % des échantillons (entre 13 % et 17 % d'anomalies) dans les BTSL. L'état de la problématique est différent dans les Appalaches : aucun élément ne dépasse les critères A dans plus une proportion supérieure à 10 % des échantillons. Seules les concentrations en manganèse et en nickel ont une proportion d'anomalies dépassant les critères A supérieure à 5 %. Les proportions élevées d'anomalies suggèrent que les critères A sont peu adaptés à la réalité géochimique des sols du sud du Québec, et que des critères spécifiques à cette région seraient plus représentatifs de la géochimie régionale. De plus, il est observé que plusieurs secteurs comportent des sols qui ne suivent pas la géochimie régionale en ETM et présentent des concentrations d'exception.

Les critères spécifiques proposés pour les Basses-Terres du Saint-Laurent sont sensiblement différents des critères A actuels. Les critères spécifiques pour l'As, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni et Zn sont plus élevés que les critères A en vigueur. Seul le plomb conserve la concentration prescrite par le critère A. Dans les Appalaches, seul le critère spécifique du Mn est plus élevé que le critère A, tandis que les autres éléments conservent leur critère actuel. Des critères spécifiques pour l'Al et le Fe sont également proposés, puisque ces éléments peuvent contribuer aux caractérisations environnementales des sols. Au total, quatre secteurs d'exception ont été identifiés, soit les secteurs de Vaudreuil, du Bas-Richelieu, de Magog-Orford et Potton, de Shefford et St-Joachim-de-Shefford. Pour ces secteurs, les critères spécifiques correspondent aux concentrations maximales mesurées dans les sols.

Des liens importants entre les concentrations des différents ETM interviennent dans les sols des Basses-Terres du Saint-Laurent. Ainsi, il a été constaté que plusieurs corrélations linéaires fortes sont observées pour le Cd, Zn, Fe, Cr et Al. Également, la teneur en sable et en argile est un indicateur géochimique notable. Ces corrélations

linéaires ont permis d'identifier la signature géochimique caractéristique des sols pour le territoire à l'étude. La signature géochimique des sols permet, lorsque les corrélations linéaires sont élevées, de différencier les ETM provenant d'une origine naturelle de ceux d'origine anthropique. La comparaison des concentrations en ETM nous a permis d'identifier la signature géochimique caractéristique à chaque région. Avec ces informations, il est possible de déterminer si un sol est naturel ou s'il a subi un apport anthropique en ETM, par une simple comparaison des concentrations aux graphiques établis.

Des cartes géochimiques de la distribution des concentrations en ETM dans les sols ont été réalisées. Ces cartes ont permis d'identifier les secteurs possédant des enrichissements ou des appauvrissements en ETM, ainsi que d'identifier les secteurs présentant une problématique importante.

En somme, les différents outils (statistiques des concentrations en ETM, critères spécifiques, secteurs d'exceptions, coefficients de corrélation et représentations graphiques, cartes géochimiques) présentés permettent de caractériser avec précision les concentrations naturelles retrouvées dans les sols du sud du Québec. En suivant rigoureusement la méthode proposée dans le cadre de gestion, les sols naturellement enrichis en ETM seront clairement dissociés des sols faiblement contaminés. Cette réalisation amènera une meilleure gestion des sols naturels et facilitera leur valorisation.

L'utilisation de la présente étude comporte plusieurs limitations. Premièrement, les critères spécifiques proposés sont applicables pour la zone à l'étude seulement. Il serait hasardeux d'extrapoler les critères spécifiques à des secteurs situés au-delà de la zone d'étude, vu le caractère très variable de la géochimie des sols de surface. Puisque la résolution de l'échantillonnage est large (un échantillon à chaque 5 à 10 km), la

prudence est de mise lorsqu'un terrain démontre une concentration enrichie en ETM qui dépasse la concentration prescrite par les critères spécifiques. En effet, des secteurs d'exception ou des enrichissements ponctuels non documentés peuvent intervenir dans l'environnement naturel, surtout dans les Appalaches, où des minéralisations ponctuelles sont fréquemment mesurées dans la roche-mère.

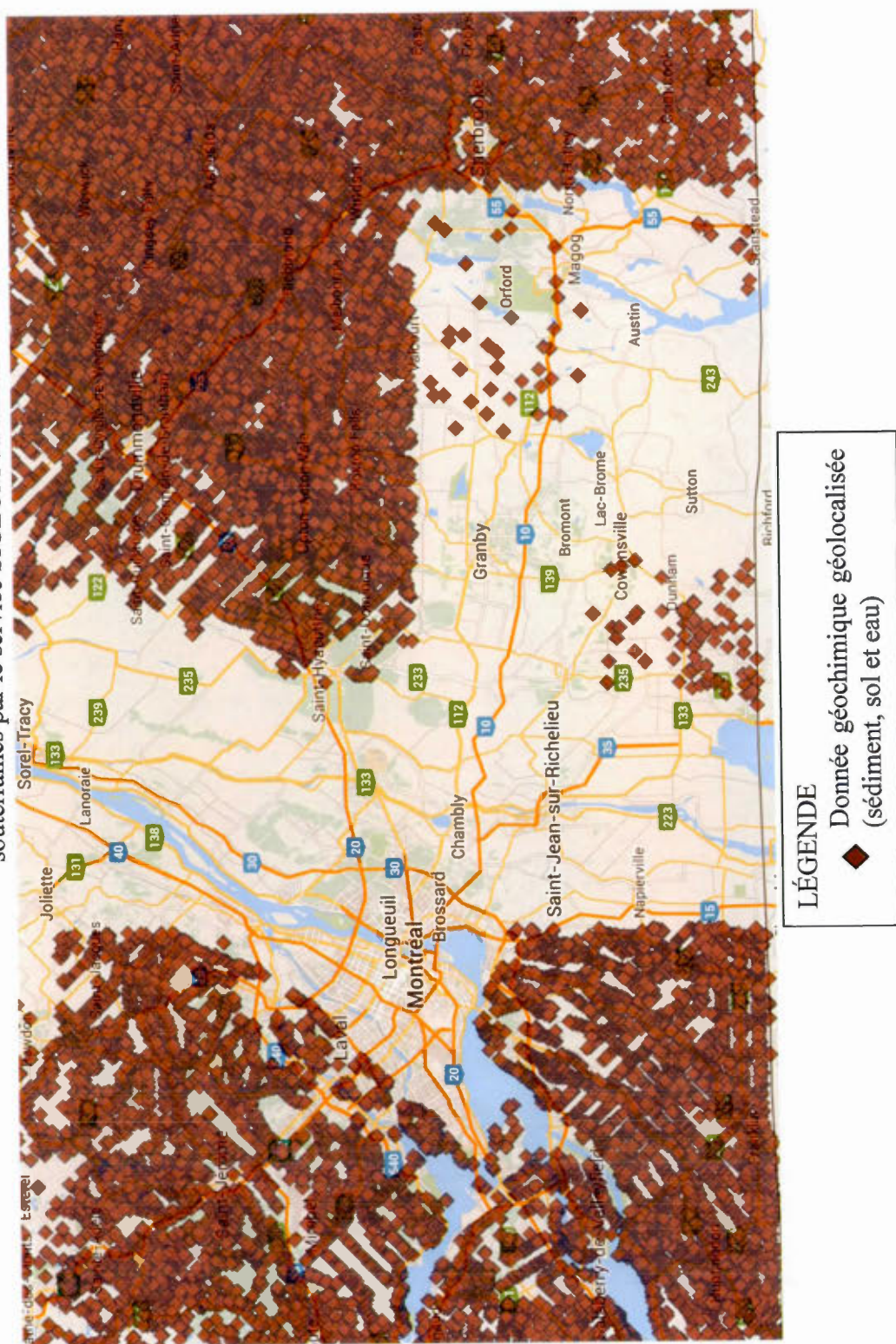
Les impacts sur la santé humaine ne sont pas évalués dans la présente étude. Bien que les critères B permettent de fixer des concentrations maximales tolérables avant de représenter un risque pour l'humain, l'origine anthropique des métaux considérés pour l'établissement de ces critères limite leurs applicabilités pour les concentrations naturelles en métaux. Il serait pertinent de réaliser une étude d'impact des trations naturelles en ETM dans les sols sur la santé humaine pour évaluer et les critères A et les critères spécifiques.

Cette étude n'est qu'une première étape portant sur la caractérisation des dépôts de surface de l'ensemble du Québec. Elle ne porte que sur un territoire limité : celui du sud du Québec. Il serait souhaitable à l'avenir de continuer à caractériser la géochimie des sols naturels des autres régions du Québec. Le nombre de données géochimiques pour le secteur étudié aurait intérêt à être augmenté par la contribution d'autres études et caractérisations environnementales. De cette manière, il serait possible de publier des cartes géochimiques détaillées des concentrations naturelles en ETM des sols de surface de l'ensemble du territoire Québécois. Des critères spécifiques pourraient également être calculés pour les autres régions étudiées. Les spécialistes en environnement auraient intérêt à contribuer à la base de données géochimique afin d'améliorer celle-ci dans le temps et contribuer à l'amélioration des connaissances en matière de géochimie régionale des dépôts de surface du Québec.

ANNEXE A

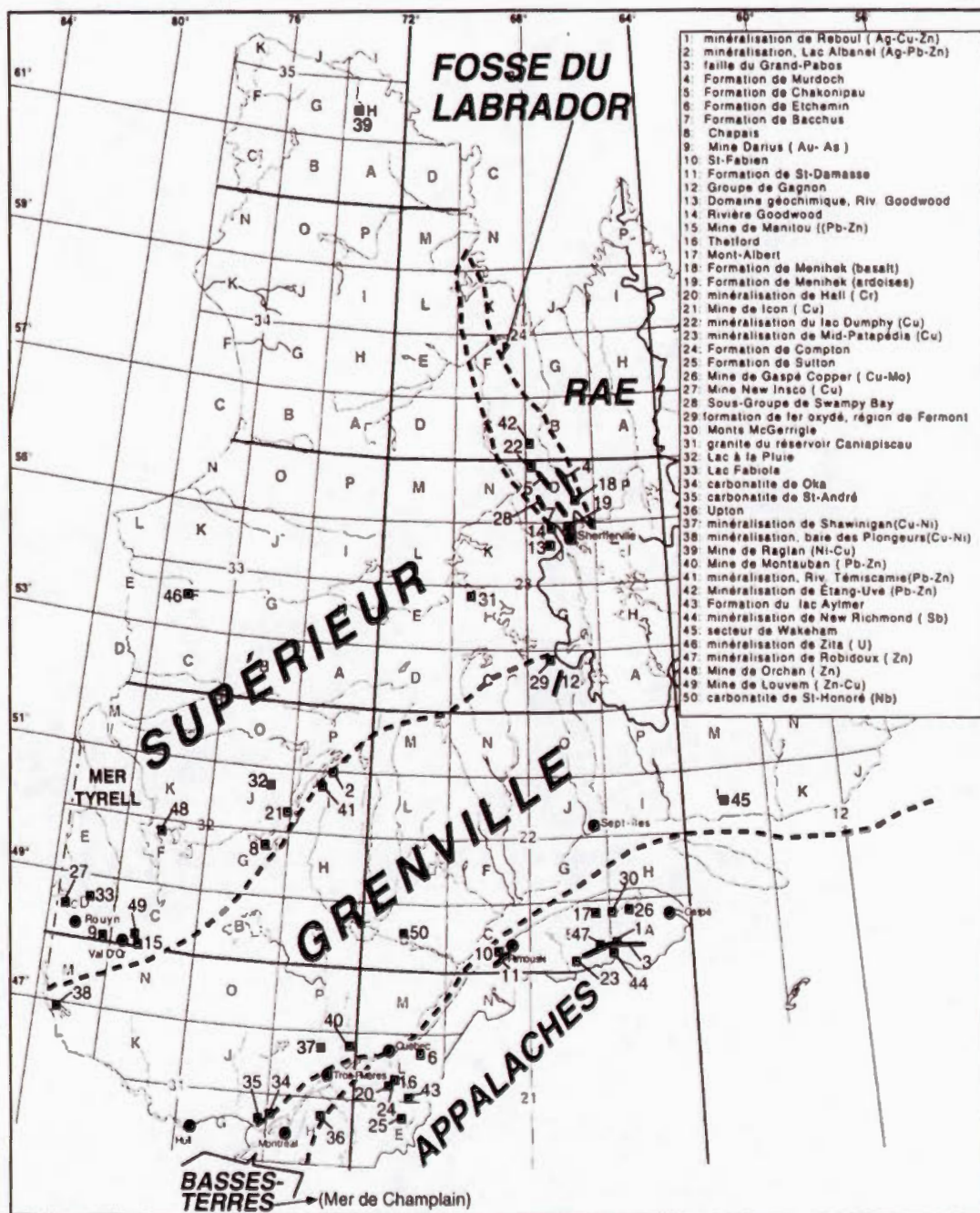
CARTOGRAPHIE DU QUÉBEC

A1. Distribution des données géochimiques pour les sols, sédiments et eaux souterraines par le service SIGEOM du MERN

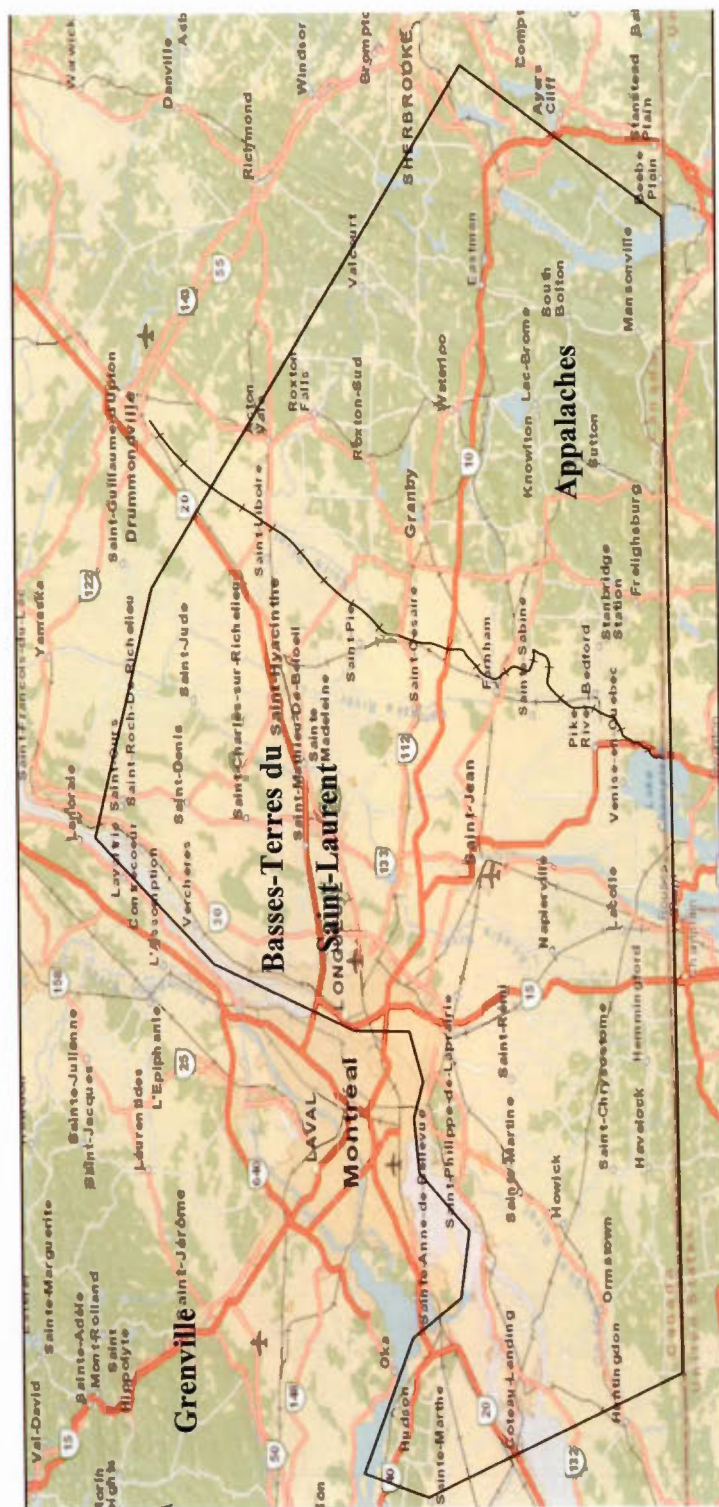


¹ Service SIGEOM accessible en ligne : http://sigeom.mrn.gouv.qc.ca/signet/classes/11102_indexAccueil?l=F

A2. Carte des provinces géologiques et des principales minéralisations du Québec
(tirée de Choinière et Beaumier, 1997)



A3. Zone visée par la campagne d'échantillonnage



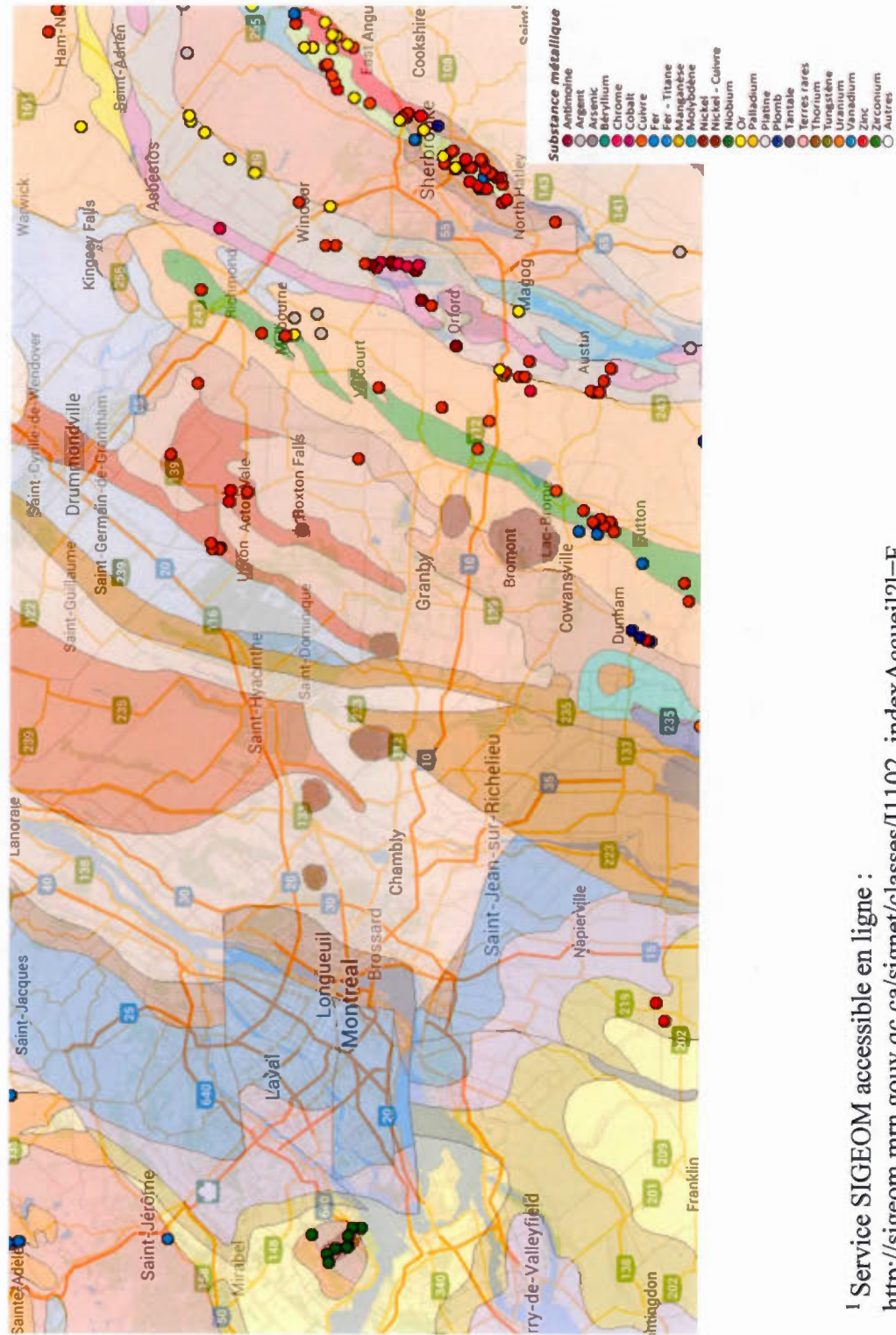
LÉGENDE

— Limite de la zone à l'étude

⚡ Faille de Logan

0 10 20 40 60 80 Kilometers

A4. Substances métalliques exploitées dans la région à l'étude¹

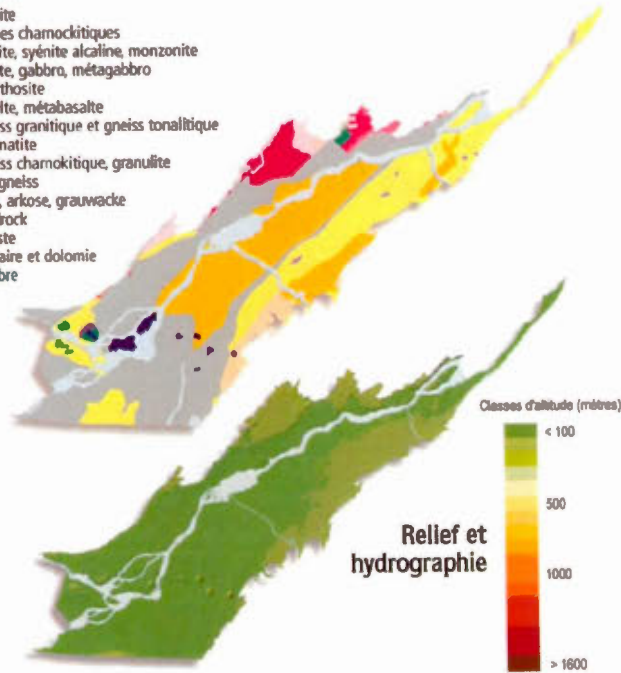


¹ Service SIGEOM accessible en ligne : http://sigeom.mrm.gouv.qc.ca/signet/classes/I1102_indexAccueil?l=F

A5. Cartes géologique, topographique, pédologique et d'utilisation du sol des Basses-Terres du Saint-Laurent (tirée de MDDELCC, 2015e)

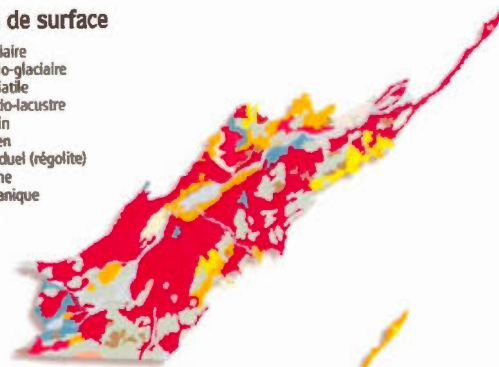
Géologie

- Granite
- Roches charnockitiques
- Syénite, syénite alcaline, monzonite
- Diorite, gabbro, métagabbro
- Anorthosite
- Basalte, metabasalte
- Gneiss granitique et gneiss tonalitique
- Migmatite
- Gneiss charnockitique, granulite
- Paragneiss
- Grès, arkose, grauwaacke
- Mudrock
- Schiste
- Calcaire et dolomie
- Marbre



Dépôts de surface

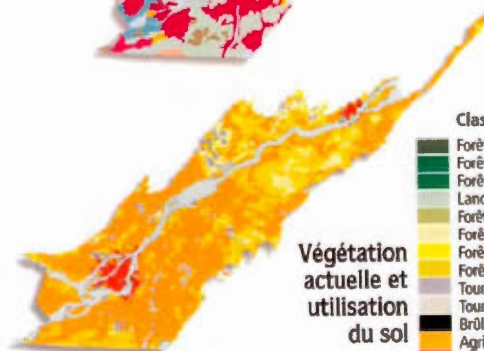
- Glaciaire
- Fluvio-glaciaire
- Fluvial
- Glacio-lacustre
- Marin
- Éolien
- Résiduel (régolite)
- Rocher
- Organique
- Eau



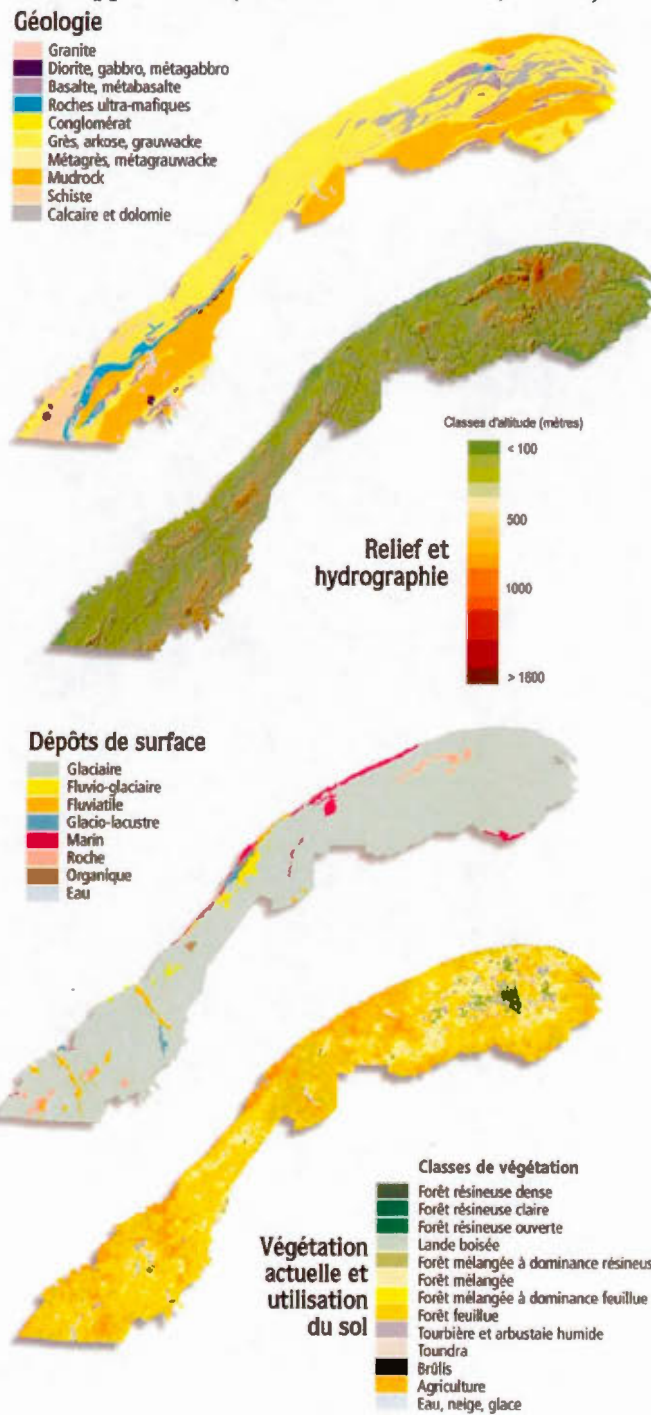
**Végétation
actuelle et
utilisation
du sol**

Classes de végétation

- Forêt résineuse dense
- Forêt résineuse claire
- Forêt résineuse ouverte
- Landes boisées
- Forêt mélangée à dominance résineuse
- Forêt mélangée
- Forêt mélangée à dominance feuillue
- Forêt feuillue
- Tourbière et arbustive humide
- Toundra
- Brûlis
- Agriculture
- Urbain
- Eau, neige, glace



A6. Cartes géologique, topographique, pédologique et d'utilisation du sol des
Appalaches (tirée de MDDELCC, 2015e)



ANNEXE B

DOCUMENTS LÉGISLATIFS ET RÉFÉRENCES RÉGLEMENTAIRES

Annexe B1. Tableau de l'évolution des critères de concentrations naturelles en
éléments traces métalliques

Éléments	Guide de bonnes pratiques pour la valorisation agricole des boues de stations d'épuration des eaux usées municipales, 1991 (ppm)	Politique de réhabilitation des terrains contaminés, 1988 (ppm)	Basses-Terres du Saint-Laurent - Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés, 1998 (ppm)	Appalaches - Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés, 1998 (ppm)
Ag	-	2	2	0,8
As	-	10	6	15
Ba	-	200	200	265
Cd	2	1,5	1,5	1,3
Co	15	15	15	20
Cr	120	75	85	75
Cu	100	50	40	50
Hg	0,5	0,2	0,2	0,2
Mn	-	1000	770	1000
Mo	-	2	2	2
Ni	18	50	50	55
Pb	50	50	50	40
Se	-	1	1	3
Sn	-	-	5	5
Zn	185	110	110	130

Annexe B2. Grille de gestion intérimaire des sols contaminés excavés

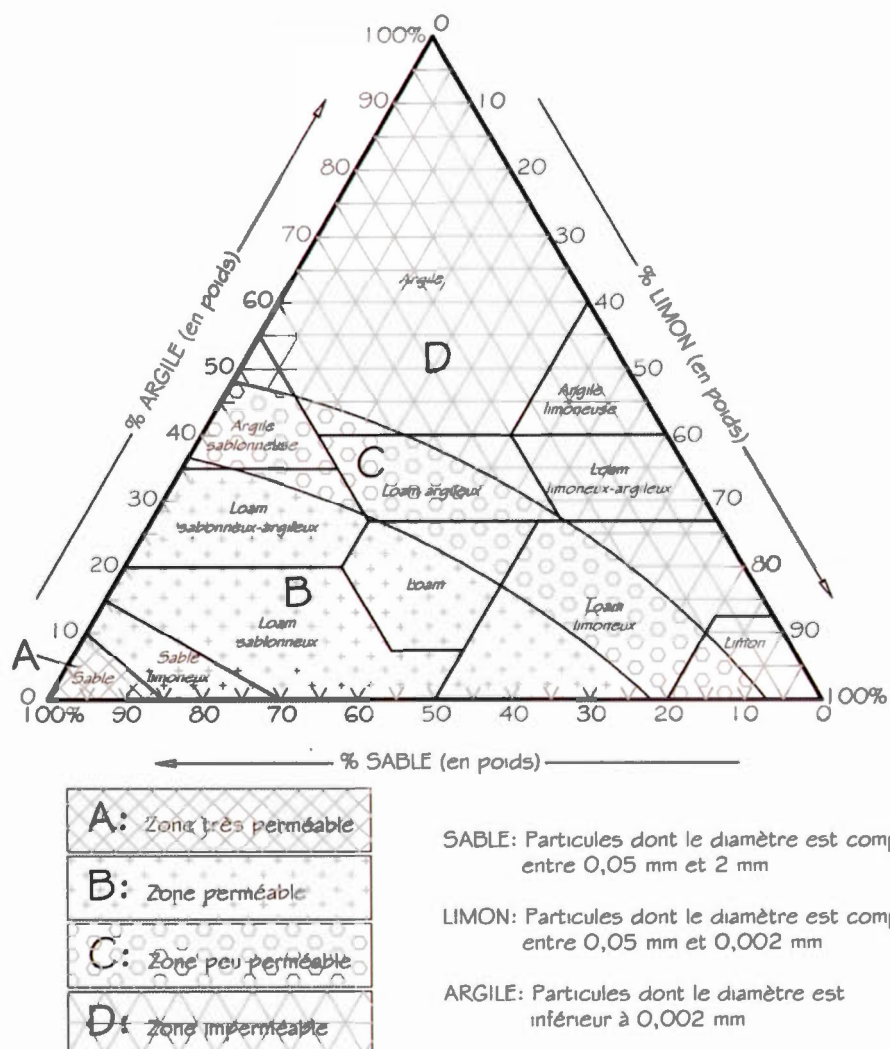
Niveau de contamination	Options de gestion
< A	Utilisation sans restriction.
Plage A - B	Utilisation comme matériaux de remblayage sur les terrains contaminés à vocation résidentielle en voie de réhabilitation* ou sur tout terrain à vocation commerciale ou industrielle, à la condition que leur utilisation n'ait pas pour effet d'augmenter la contamination* * du terrain récepteur et, de plus, pour un terrain à vocation résidentielle, que les sols n'émettent pas d'odeurs d'hydrocarbures perceptibles. Utilisation comme matériaux de recouvrement journalier dans un lieu d'enfouissement sanitaire (LES). Utilisation comme matériaux de recouvrement final dans un LES à la condition qu'ils soient recouverts de 15 cm de sol propre.
Plage B - C	Décontamination de façon optimale* * * dans un lieu de traitement autorisé et gestion selon le résultat obtenu. Utilisation comme matériaux de remblayage sur le terrain d'origine à la condition que leur utilisation n'ait pas pour effet d'augmenter la contamination* * du terrain et que l'usage de ce terrain soit à vocation commerciale ou industrielle. Utilisation comme matériaux de recouvrement journalier dans un LES.
> C	Décontamination de façon optimale* * * dans un lieu de traitement autorisé et gestion selon le résultat obtenu. Si l'option précédente est impraticable, dépôt définitif dans un lieu d'enfouissement sécuritaire autorisé pour recevoir des sols.

* Les terrains contaminés à vocation résidentielle en voie de réhabilitation sont ceux voués à un usage résidentiel dont une caractérisation a démontré une contamination supérieure au critère B et où l'apport de sols en provenance de l'extérieur sera requis lors des travaux de restauration.

** La contamination renvoie à la nature des contaminants et à leur concentration.

*** Le traitement optimal est défini pour l'ensemble des contaminants par l'atteinte du critère B ou la réduction de 80 % de la concentration initiale et pour les composés organiques volatils par l'atteinte du critère B. À cet égard, les volatils sont définis comme étant les contaminants dont le point d'ébullition est < 180 °C ou dont la constante de la Loi de Henry est supérieure à $6,58 \times 10^{-7}$ atm-m³/g incluant les contaminants répertoriés dans la section III de la grille des critères de sols incluse à l'annexe 2 de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*.

Annexe B3. Triangle de corrélation entre la texture et la perméabilité des sols



ANNEXE C

ÉTUDES PASSÉES SUR LES TENEURS DE FOND NATURELLES

Annexe C1. Tableau de la distribution des données géochimiques dans les sols agricoles du Québec (Modifié de l'original de Giroux *et al.*, 1992)

Élément	Moyenne (ppm)	Écart-type (ppm)	Maximum (ppm)	95 ^e centile (ppm)	Critères A en vigueur* (ppm)
Al	20 370	10 630	49 010	40 160	-
Fe	22 130	8 250	41 600	37 140	-
Mn	434	231	1 453	853	-
Cu	19,1	9,5	53,5	35,9	100,0
Co	13,9	6,8	31,7	26,4	15,0
Hg	0,043	0,015	0,090	0,080	0,500
Cd	1,10	0,47	3,38	2,00	2,00
Cr	40,0	27,1	110,3	98,0	120,0
Zn	62,8	27,0	119,9	105,6	185,0
Pb	29,8	12,8	80,6	53,8	50,0
Ni	21,8	13,3	54,0	48,4	18,0

* Les critères sont tirés du Guide de bonnes pratiques pour la valorisation agricole des boues de stations d'épuration des eaux usées municipales, 1991.

Annexe C2. Tableau de la distribution des données géochimiques dans les sols et sédiments des Basses-Terres du Saint-Laurent (Modifié de l'original de Choinière et Beaumier, 1997)

Élément	Moyenne (ppm)	Écart-type (ppm)	Maximum (ppm)	95 ^e centile (ppm)	Critères A en vigueur* (ppm)
Ag	0,27	0,10	0,50	-	2,00
Al	18 940	7 800	34 100	31 800	-
As	2,14	1,65	17,7	5	10
Ba	114,5	79,1	732	262	200
Cd	0,39	0,33	2,80	0,90	1,5
Co	6,6	3,9	22,0	16	15
Cr	48,5	25,5	98,0	90,0	75,0
Cu	12,8	9,7	128,0	29,0	50,0
Fe	20 600	8 800	39 900	36 800	-
Hg	0,054	0,054	0,381	0,150	0,200
Mn	252,1	256,6	3 141	612	1 000
Mo	< 1,3	0,6	9,0	-	2,0
Ni	17,7	14,4	113,0	51,0	50,0
Pb	11,3	18,4	254,0	32,0	50,0
Se	-	-	-	-	1
Zn	59,2	54,2	731,0	143,0	100,0

* Tiré de la Politique de réhabilitation des terrains contaminés (MEF, 1988)

Annexe C3. Tableau de la distribution des données géochimiques dans les sols et sédiments des Appalaches (Modifié de l'original de Choinière et Beaumier, 1997)

Élément	Moyenne (ppm)	Écart-type (ppm)	Maximum (ppm)	95 ^e centile (ppm)	Critères A en vigueur* (ppm)
Ag	0,28	0,82	100,00	0,62	2,00
Al	15 640	4 690	45 500	13 400	-
As	8,7	7,4	175,0	19,0	10
Ba	144	129	2 983	350	200
Cd	0,29	0,33	4,9	0,8	1,5
Co	11,1	8,2	225,0	23,0	15
Cr	-	-	-	-	75,0
Cu	14,3	13,8	461,0	30,0	50,0
Fe	21 700	6 400	70 700	31 000	-
Hg	-	-	-	-	0,200
Mn	802	1 195	74 400	2 023	1 000
Mo	2,4	1,1	30,0	-	2,0
Ni	34,3	18,6	415,0	68,0	50,0
Pb	17,0	10,8	270,0	34,0	50,0
Se	10,1	0,9	29,0	-	1
Zn	85,5	52,5	3 720	154	100,0

* Tiré de la Politique de réhabilitation des terrains contaminés (MEF, 1988)

ANNEXE D

RÉSULTATS D'ANALYSE DES PHOTOGRAPHIES AÉRIENNES

#1	Emplacement	Risque identifié		Google Earth (2014)	Google Earth (2002)	Q91802-70 (1991) 1:5000	Q88851-4 (1988) 1:20000	Q72804-138 (1972) 1:25000	Q64554-138 (1964) 1:15840		CONCLUSION
TDFN11	Parc de la cité, Longueuil	Zone urbanisée	Site	Boisé vierge	Boisé vierge	Boisé vierge	Boisé vierge	Boisé vierge	Boisé vierge		Aucun risque antérieur
			Nord	Boisé vierge	Boisé vierge	Boisé vierge	Boisé vierge	Boisé vierge	Boisé vierge		
			Est	Boisé vierge	Boisé vierge	Boisé vierge	Boisé vierge	Boisé vierge	Boisé vierge		
			Sud	Quartier résidentiel de type "tour à condos", bâtiment de service directement au sud	Stationnement et terrain vague au sud-est, bâtiment de service directement au sud	Boisé vierge, stationnement au sud-est, bâtiment de service directement au sud	Boisé vierge, stationnement au sud-est, bâtiment de service directement au sud	Boisé vierge, terres agricoles au sud, bâtiment de service directement au sud	Terres agricoles, aucune route d'accès aux alentours		
			Ouest	Boisé vierge	Boisé vierge	Boisé vierge	Boisé vierge	Boisé vierge	Boisé vierge		
#2	Emplacement	Risque identifié		Google Earth (2013)	Google Earth (2002)	HMQ97-108-5 (1997) 1:15000	Q88848-97 (1988) 1:20000	Q72805-87 (1972) 1:25000	P58257-173 (1969) 1:12000	Q64514-73 (1964) 1:15840	CONCLUSION
TDFN10	Boisé à la limite de Boucherville	Zone urbanisée	Site	Boisé vierge	Boisé vierge	Boisé vierge	Boisé vierge	Boisé vierge	Boisé vierge	Boisé vierge	Aucun risque antérieur
			Nord	Boisé en régénérescence et route	Mix terres agricoles, boisé vierge. Route	Mix terres agricoles, boisé vierge. Route	Mix terres agricoles, boisé vierge. Route	Mix terres agricoles, boisé vierge. Route	Mix terres agricoles, boisé vierge. Route	Mix terres agricoles, boisé vierge. Route. Zone de boisé en régénérescence suite à un déboisement au nord-ouest du site	
			Est	Boisé en régénérescence et route	Terres agricoles, route	Terres agricoles, route	Terres agricoles (pépinière), route	Terres agricoles (pépinière), route	Terres agricoles (pépinière), route	Terres agricoles (pépinière), route	
			Sud	Quartier résidentiel de	Terres agricoles et boisé vierge	Terres agricoles et boisé vierge	Terres agricoles et boisé vierge	Terres agricoles et boisé vierge	Terres agricoles et boisé vierge	Terres agricoles et boisé vierge	
			Ouest	Boisé vierge	Boisé vierge	Boisé vierge	Boisé vierge, terres agricoles	Boisé vierge, terres agricoles	Boisé vierge, terres agricoles	Boisé vierge, terres agricoles	
#3	Emplacement	Risque identifié		Google Earth (2013)	Google Earth (2002)	GPI95004-93 (1995) 1:10000	Q88848-21 (1988) 1:20000	Q79811-192 (1979) 1:20000	Q64507-63 (1964) 1:15840		CONCLUSION
TDFN13	Boisé de St-Hubert, près de la polyvalente	Zone urbanisée	Site	Boisé	Boisé en régénérescence	Boisé en régénérescence	Boisé en régénérescence	Boisé en régénérescence	Boisé vierge		Aucun risque antérieur
			Nord	Quartier résidentiel de maison unifamiliale, école polyvalente	Quartier résidentiel de maison unifamiliale, école polyvalente	Quartier résidentiel de maison unifamiliale, école polyvalente	Quartier résidentiel de maison unifamiliale, école polyvalente	Terres agricoles, École polyvalente	Boisé vierge		
			Est	Boisé. Route	Boisé en régénérescence. Route	Boisé en régénérescence. Route	Boisé en régénérescence. Route	Boisé en régénérescence. Route	Boisé vierge		
			Sud	Boisé. Quartier Industriel de St-Hubert à 400m au sud	Boisé en régénérescence. Quartier Industriel de St-Hubert à 400m au sud	Boisé en régénérescence. Quartier Industriel de St-Hubert à 400m au sud	Boisé en régénérescence. Quartier Industriel de St-Hubert à 400m au sud	Boisé en régénérescence. Terres agricoles	Boisé vierge		
			Ouest	Quartier résidentiel de maison unifamiliale	Quartier résidentiel de maison unifamiliale	Quartier résidentiel de maison unifamiliale	Quartier résidentiel de maison unifamiliale	Terres agricoles	Boisé vierge		
#4	Emplacement	Risque identifié		Google Earth (2011)	Google Earth (2009)	Q99800-96 (1999) 1:40000	Q91818-57 (1991) 1:40000	Q79820-61 (1979) 1:20000	Q64526-140 (1964) 1:15840		CONCLUSION
TDFN06	Boisé à Contrecoeur, près de nouveau quartier résidentiel	Quartier Industriel à proximité	Site	Boisé	Boisé	Boisé	Boisé	Boisé en régénérescence	Boisé en régénérescence		Aucun risque antérieur
			Nord	Boisé, quartier résidentiel	Boisé, quartier résidentiel et commerce	Boisé, quartier résidentiel et commerce	Boisé, quartier résidentiel et commerce	Boisé, quartier résidentiel	Boisé, quartier résidentiel en construction		
			Est	Boisé, quartier résidentiel en construction	Boisé	Boisé	Boisé	Boisé	Boisé		
			Sud	Boisé	Boisé	Boisé	Boisé	Boisé	Boisé		
			Ouest	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel en construction		
#5	Emplacement	Risque identifié		Google Earth (2013)	Google Earth (2002)	Q99800-156 (1999) 1:40000	Q88803-3 (1988) 1:40000	P58262-137 (1982) 1:12000	Q64524-57 (1964) 1:15840		CONCLUSION
TDFN05	Boisé au nord de Varennes, près d'une usine	Usine de plastique et produits chimiques à proximité	Site	Boisé en régénérescence	Champ agricole	Champ agricole	Champ agricole	Champ agricole	Champ agricole		Risque de contaminant aéroportés par l'usine de plastique (S.C. Johnson) et de produits chimiques (DOW). Ne doit pas échantillonner la couche de sol de surface.
			Nord	Usine	Usine	Usine	Usine	Usine	Usine		
			Est	Champ agricole	Champ agricole	Champ agricole	Champ agricole	Champ agricole	Champ agricole		
			Sud	Champ agricole	Champ agricole	Champ agricole	Champ agricole	Champ agricole	Champ agricole		
			Ouest	Champ agricole	Champ agricole	Champ agricole	Champ agricole	Champ agricole	Champ agricole		

#13	Emplacement	Risque identifié		Google Earth (2013)	Google Earth (2002)	HMQ97105-81 (1997) 1:15000	Q76807-128 (1976) 1:20000	Q64511-101 (1964) 1:15840		CONCLUSION	
IS-921	Propriété résidentielle située au sud de Marieville	Présence d'une entreprise d'excavation directement au nord du terrain	Site	Résidence	Résidence	Résidence	Terrain vacant	Champ agricole		Aucun risque antérieur. L'excavateur n'a pas empiété sur le terrain à l'étude, qui était un champ agricole antérieurement.	
			Nord	Excavateur	Excavateur	Excavateur	Excavateur	Champ agricole			
			Est	Boisé	Boisé en régénérescence	Boisé en régénérescence	Champ agricole	Champ agricole			
			Sud	Champ agricole	Champ agricole	Champ agricole	Champ agricole	Champ agricole			
		Ouest	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel en construction	Champ agricole				
#14	Emplacement	Risque identifié		Google Earth (2014)	Google Earth (2004)	HMQ97107-251 (1997) 1:15000	Q76810-10 (1976) 1:20000	Q64514-101 (1964) 1:15840		CONCLUSION	
INS-473-1	Propriété résidentielle située au sud de St-Hyacinthe	Teneur élevée en Pb	Site	Résidence	Résidence	Résidence	Champ agricole	Champ agricole		Aucun risque antérieur	
			Nord	Champ agricole	Champ agricole	Champ agricole	Champ agricole	Champ agricole			
			Est	Champ agricole	Champ agricole	Champ agricole	Champ agricole	Champ agricole			
			Sud	Résidences, champ agricole	Résidences, champ agricole	Résidences, champ agricole	Résidences, champ agricole	Résidence, champ agricole			
			Ouest	Résidences	Résidences	Résidences	Résidences, champ agricole	Résidence, champ agricole			
#15	Emplacement	Risque identifié		Google Earth (2013)	Google Earth (2007)	HMQ98125-125 (1998) 1:15000	Q85355-133 (1985) 1:15000	Q71111-252 (1971) 1:20000	Q66370-86 (1966) 1:15840	A9426-1 (1945) 1:15840	CONCLUSION
IS-953	Propriété résidentielle située en bordure est du lac Memphrémagog	Teneur élevée en As	Site	Résidence	Résidence	Résidence	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	Aucun risque antérieur
			Nord	Résidences	Résidences, boisé	Résidences, boisé	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	
			Est	Résidences	Résidences	Résidences	Résidences	Boisé mature	Boisé mature, champ agricole	Boisé mature, champ agricole	
			Sud	Boisé, résidences	Boisé, résidences	Boisé, résidences	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	
		Ouest	Résidences, lac Memphrémagog	Résidences, lac Memphrémagog	Résidences, lac Memphrémagog	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature		
#16	Emplacement	Risque		Google Earth	Google Earth	HMQ98109-237	Q85362-49 (1985)	Q71111-141	Q66346-53 (1966)	A9453-151 (1945)	CONCLUSION
IS-957	Propriété résidentielle située dans le village d'Austin	Teneur élevée en Mn	Site	Résidence	Résidence	Résidence	Résidence	Résidence	Résidence	Vacant, en friche	Aucun risque antérieur
			Nord	Résidences	Résidences	Résidences	Boisé en régénérescence, résidences	Boisé en régénérescence	Boisé en régénérescence	Vacant, en friche	
			Est	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	Boisé en régénérescence	Boisé en régénérescence	Boisé en régénérescence	Vacant, en friche	
			Sud	Résidences	Résidences	Résidences	Résidences	Boisé en régénérescence	Boisé en régénérescence	Vacant, en friche	
		Ouest	Résidences	Résidences	Résidences	Résidences	Champ agricole	Champ agricole	Champ agricole		
#17	Emplacement	Risque		Google Earth	Google Earth	HMQ97123-8	Q85344-120	Q72802-68 (1972)	Q64508-14 (1964)	A13029-170	CONCLUSION
IS-915	Propriété résidentielle située dans un nouveau développement de St-Joachim	Teneur élevée en Pb	Site	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	Boisé en régénérescence	Boisé en régénérescence	Aucun risque antérieur
			Nord	Boisé mature, quartier	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	Boisé en régénérescence	Boisé en régénérescence	
			Est	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	Boisé en régénérescence	Boisé en régénérescence	
			Sud	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	Boisé en régénérescence	Champ agricole	
		Ouest	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	Boisé en régénérescence	Boisé en régénérescence		
#18	Emplacement	Risque		Google Earth	Google Earth	HMQ97103-123	Q85346-145	Q72802-207	Q64515-14 (1964)	A13030-97 (1950)	CONCLUSION
IS-926	Propriété résidentielle située dans la montagne de Shefford	Teneur élevée en Pb	Site	Résidence et boisé	Résidence et boisé	Résidence	Résidence en construction	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	Aucun risque antérieur
			Nord	Boisé	Boisé	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	
			Est	Boisé	Boisé	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	Boisé en régénérescence	
			Sud	Boisé	Boisé	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	Boisé en régénérescence	
		Ouest	Boisé	Boisé	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature	Boisé mature		
#19	Emplacement	Risque		Google Earth	Google Earth	HMQ97104-96	Q85346-45 (1985)	Q72802-199	Q64523-135	A13034-37 (1950)	CONCLUSION
IS-923	Propriété résidentielle située dans le quartier Mont-Paisant de Granby	Zone urbanisée (résidentielle)	Site	Résidence	Résidence	Résidence	Résidence	Champ agricole	Champ agricole	Champ agricole	Aucun risque antérieur
			Nord	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Champ agricole	Champ agricole	Champ agricole	
			Est	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Champ agricole	Champ agricole	Champ agricole	
			Sud	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Champ agricole	Champ agricole	Champ agricole	
		Ouest	Route, école et boisé	Route, école et boisé	Route, école et boisé	Route, école et boisé	Route, école et champ agricole	Route, école et champ agricole	Route, école et champ agricole		

#20	Emplacement	Risque		Google Earth	Google Earth	HMQ97104-65	Q85346-68 (1985)	Q72802-201	Q64523-91 (1964)	A13034-40 (1950)	CONCLUSION
IS-473-42	Propriété résidentielle située dans le quartier Val-Maher de Shefford	Zone urbanisée (résidentielle)	Site	Terrain vacant	Terrain vacant	Terrain vacant	Terrain vacant	Terrain vacant	Champ agricole	Champ agricole	Aucun risque antérieur
			Nord	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Terrain vacant	Champ agricole	Champ agricole	
			Est	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Résidences	Champ agricole	Champ agricole	
			Sud	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Résidences	Champ agricole	Champ agricole	
			Ouest	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Résidences	Champ agricole	Champ agricole	
#21	Emplacement	Risque		Google Earth	Google Earth	HMQ97104-65	Q85346-68 (1985)	Q72802-201	Q64523-91 (1964)	A13034-40 (1950)	CONCLUSION
IS-996	Propriété résidentielle située dans le quartier Val-Maher de Shefford	Zone urbanisée (résidentielle)	Site	Résidence	Résidence	Résidence	Boisé mature	Boisé en régénérescence	Champ agricole	Champ agricole	Aucun risque antérieur
			Nord	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Boisé en régénérescence	Champ agricole	Champ agricole	
			Est	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Boisé en régénérescence	Boisé en régénérescence	Boisé en régénérescence	
			Sud	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Résidence, Boisé en	Boisé en régénérescence	Boisé en régénérescence	
			Ouest	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Quartier résidentiel	Boisé en régénérescence	Boisé en régénérescence	Boisé en régénérescence	

ANNEXE E

QUANTIFICATION DES ETM ET PARAMÈTRES DE BASE

Annexe E1. Résultats analytiques de la quantification des ETM

Liste des échantillons

Numéro échantillon	Numéro de référence	Description et paramètres de base				Quantification des éléments traces métalliques (ppm)											
		Région	Région physiographique	Profondeur (m)	Texture	% M.O.	Al	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	
LDM							0,1	0,1	0,01	0,01	0,1	0,1	0,01	0,01	0,1	0,1	
1	INS-473-1	T-1-1	St-Hyacinthe	Basses-Terres	0,2	Argile	-	23016	4,0	0,8	68	33	31619	359	41	54	82
2	INS-473-3	T-1-1	St-Hyacinthe	Basses-Terres	0,6	Argile	-	16763	3,0	0,5	51	24	24514	229	30	7	56
3	INS-473-5	T-1-1	St-Hyacinthe	Basses-Terres	0,5	Argile	-	30143	4,0	0,8	90	38	37727	513	52	8	81
4	IS-1000	T-1-1	Bedford	Appalaches	0,5	Loam sablonneux	5,5%	15865	4,0	0,9	19	9	35111	1456	17	13	83
5	IS-1001	T-1-4	Stukely	Appalaches	1	Loam	0,8%	9916	5,0	0,4	16	16	23662	517	27	6	43
6	IS-1002	T-1-2	Iron Hill	Appalaches	0,9	Loam	1,6%	11386	4,0	0,3	16	10	20558	375	24	4	30
7	IS-1007	T-1-1	Ste-Cécile-de-Milton	Appalaches	0,8	Sable	0,8%	5658	0,0	0,0	6	0	6865	280	6	1	20
8	IS-1008	T-1-1	Bromont	Appalaches	0,4	Loam limoneux	1,6%	9230	6,0	0,5	20	24	25659	618	25	8	48
9	IS-1009	T-1-1	Shefford	Appalaches	0,3	Loam sablonneux	8,0%	17036	8,0	0,8	11	11	29097	827	13	7	136
10	IS-1010	T-1-1	Stanbridge Est	Appalaches	0,4	Loam sablonneux	3,8%	15365	8,0	0,7	15	35	31915	253	22	11	62
11	IS-1011	T-3-2	Ange Gardien	Appalaches	0,4	Loam	0,8%	5414	2,0	0,2	9	11	17141	386	10	6	26
12	IS-1013	T-1-1	Mt-St-Grégoire	Basses-Terres	0,5	Loam sablonneux argileux	2,0%	15779	2,0	0,3	20	11	18870	170	11	44	35
13	IS-1018	T-1-2	West Brome	Appalaches	0,4	Sable	2,2%	6754	1,0	0,2	8	2	14410	162	6	7	16
14	IS-1020	T-1-1	Lac Brome	Appalaches	0,4	Loam sablonneux-argileux	7,1%	26074	8,0	0,9	17	15	31618	613	29	17	74
15	IS-1023	T-1-1	St-Joachim-de-Shefford	Appalaches	0,7	Loam	8,5%	15063	5,0	0,6	12	9	24924	269	15	13	56
16	IS-1025	T-1-1	Farnham	Basses-Terres	0,6	Loam sablonneux	4,2%	12342	5,0	0,6	14	14	24967	402	13	27	54
17	IS-1030	T-1-1	St-Basile-le-Grand	Basses-Terres	0,3	Argile	6,2%	28517	5,0	1,1	77	23	39254	812	38	20	105
18	IS-1034	T-1-1	Shefford	Appalaches	0,5	Loam sablonneux	2,8%	15356	10,0	0,9	20	37	32284	803	39	17	60
19	IS-1035	T-1-1	Shefford	Appalaches	0,3	Loam sablonneux	2,7%	9479	3,0	0,5	11	8	24619	517	12	6	45
20	IS-1036	T-1-1	Roxton Pond	Appalaches	0,3	Loam argileux	1,5%	8296	3,0	0,4	14	14	22265	261	14	4	38
21	IS-1037	T-1-2	Potton	Appalaches	0,5	Loam sablonneux	4,3%	6444	6,0	0,4	13	8	17729	166	11	29	28
22	IS-1039	T-3-1	St-Joachim-de-Shefford	Appalaches	0,5	Loam sablonneux	4,0%	15754	6,0	0,6	13	14	25472	467	21	13	47
23	IS-1040	T-1-1	Potton	Appalaches	0,15	Loam	10,9%	12058	14,1	0,9	28	20	33775	582	29	17	53
24	IS-1041	T-1-1	St-Joachim-de-Shefford	Appalaches	0,4	Loam	0,6%	6132	2,0	0,4	8	21	20503	485	16	9	38
25	IS-1042	T-2-1	Shefford	Appalaches	0,3	Loam sablonneux	10,7%	26002	6,0	0,8	13	7	31944	149	9	11	48
26	IS-1043	T-1-1	Stukely Sud	Appalaches	0,5	Loam	1,1%	9297	3,0	0,4	14	13	20256	482	22	4	29
27	IS-473-42	T-1-1	Shefford	Appalaches	0,5	Loam argileux	-	13475	7,0	0,7	17	22	30069	716	27	10	57
28	IS-473-43	T-1-1	Bolton-Est	Appalaches	0,2	Loam	8,4%	18151	8,0	0,6	32	8	25332	228	35	6	51
29	IS-901	T-1-1	St-Mathieu	Basses-Terres	0,7	Loam argileux	4,1%	38781	5,0	1,2	92	33	41506	817	51	10	103
30	IS-903	T-3-1	Rougemont	Basses-Terres	1	Argile	1,4%	21714	3,9	0,9	58	45	31464	358	36	7	78
31	IS-905	T-1-1	Ste-Angèle-de-Monnoir	Basses-Terres	0,5	Loam argileux	2,3%	5411	2,0	0,4	10	15	17464	202	9	5	41
32	IS-906	T-1-1	Sabrevois	Basses-Terres	0,2	Loam	3,3%	12491	2,0	0,7	21	10	26709	166	11	23	78
33	IS-909	T-1-1	St-Césaire	Basses-Terres	0,45	Loam sablonneux	0,5%	4284	1,0	0,6	8	12	16230	247	10	3	44
34	IS-910	T-3-1	Granby	Appalaches	0,3	Loam sablonneux	3,0%	11418	7,0	0,5	11	12	24555	810	12	9	48
35	IS-913	T-2-1	Ste-Cécile-de-Milton	Appalaches	0,4	Sable limoneux	5,4%	8003	1,0	0,3	7	5	11503	83	3	7	77
36	IS-914	T-1-1	St-Jude	Basses-Terres	0,6	Loam sablonneux	2,1%	5429	1,0	0,1	12	18	8322	47	6	3	17
37	IS-915	T-1-1	St-Joachim-de-Shefford	Appalaches	0,5	Loam	3,1%	10652	5,0	0,6	13	11	25960	601	19	132	47
38	IS-917	T-2-1	Canton de Potton	Appalaches	0,6	Sable	0,6%	5768	11,0	0,7	20	25	24665	465	50	8	41
39	IS-921	T-1-1	Marieville	Basses-Terres	0,5	Loam	2,1%	8329	2,0	0,4	17	15	18639	166	15	7	38
40	IS-923	T-1-1	Granby	Appalaches	0,3	Sable	1,7%	10309	12,0	0,8	13	37	29194	1089	24	40	58
41	IS-926	T-1-1	Shefford	Appalaches	0,6	Loam sablonneux	3,9%	12788	4,0	0,6	14	34	24134	334	13	231	63
42	IS-930	T-1-1	St-Pie	Basses-Terres	1	Argile	1,8%	31129	7,0	1,1	88	43	39902	597	55	8	94
43	IS-939	T-1-1	St-Paul-d'Abbottford	Appalaches	0,55	Sable limoneux	3,2%	8186	10,0	0,5	10	19	20589	823	13	28	65
44	IS-941	T-1-1	St-Jean-Baptiste	Basses-Terres	0,6	Argile limoneux	1,8%	27516	4,0	1,0	79	29	37084	530	44	7	74
45	IS-949	T-1-2	Cowansville	Appalaches	0,8	Loam limoneux-argileux	1,1%	14179	9,0	0,7	25	19	29823	486	25	7	56
46	IS-949	T-1-1	Cowansville	Appalaches	0,4	Sable	0,5%	4987	6,0	0,2	8	5	16768	228	9	3	24
47	IS-951	T-1-1	Marieville	Basses-Terres	0,3	Argile	4,1%	38595	5,9	1,1	98	41	41066	332	52	9	86
48	IS-953	T-1-2	Magog	Appalaches	0,5	Sable limoneux	3,5%	7342	26,7	1,0	51	32	36824	663	89	17	53
49	IS-957	T-1-1	Austin	Appalaches	0,4	Loam	1,9%	10606	16,0	0,7	39	34	30591	1803	84	11	64
50	IS-959	T-1-1	Brome	Appalaches	0,2	Loam sablonneux	5,4%	14830	5,0	0,4	16	7	23220	254	18	7	41
51	IS-965	T-1-2	Stukely-sud	Appalaches	0,4	Loam sablonneux	4,7%	11051	5,0	0,5	17	12	25438	173	21	7	30
52	IS-966	T-1-1	Ste-Anne-de-la-Rochelle	Appalaches	0,45	Loam sablonneux	5,7%	11560	3,0	0,3	13	11	19824	226	15	4	30
53	IS-977	T-2-1	Sherbrooke	Appalaches	0,2	Loam	3,5%	7415	7,0	0,4	95	12	21396	260	161	6	39
54	IS-981	T-2-1	Eastman	Appalaches	0,3	Loam sablonneux	0,6%	6637	5,0	0,6	84	11	24104	405	191	4	30
55	IS-984	T-2-1	Lac Brome	Appalaches	0,2	Loam sablonneux	6,8%	15963	7,0	1,0	21	10	27116	1348	22	16	85
56	IS-992	T-1-2	St-Ubalroie	Basses-Terres	0,5	Loam sablonneux	3,8%	7483	9,9	0,4	10	13	18519	220	9	25	77
57	IS-992	T-1-1	St-Ubalroie	Basses-Terres	0,3	Sable	2,1%	6198	1,0	0,2	7	3	14192	88	6	3	16
58	IS-993	T-1-1	Farnham	Appalaches	0,45	Sable limoneux	2,8%	12846	11,0	1,0	16	29	38458	1163	23	14	71
59	IS-996	T-3-1	Shefford	Appalaches	0,2	Loam sablonneux	8,6%	10276	6,9	0,6	14	28	24538	852	21	12	82
60	IS-997	T-1-1	Notre-Dame-de-Stanbridge	Basses-Terres	0,3	Loam argileux	2,0%	16532	3,0	0,7	30	19	30135	367	26	9	67
61	IS-998	T-1-1	Ste-Sabine	Basses-Terres	0,5	Sable	0,6%	3589	0,0	0,0	5	5	5383	124	4	0	8
62	IS-999	T-1-1	Lac Brome	Appalaches	0,6	Sable limoneux	1,8%	10663	5,0	0,5	15	17	22547	573	23	19	44
63	ISC-047-1	T-1-1	Mt-St-Hilaire	Basses-Terres	0,5	Sable	-	24010	5,9	0,8	17	19	30708	524	19	10	97
64	TDFN01	-	St-Basile-le-Grand	Basses-Terres	0,2	Loam	7,6%	15764	8,0	0,8	29	17	24713	411	20	30	92
65	TDFN02	-	Beloell	Basses-Terres	0,4	Argile	4,0%	29519	5,0	0,9	87	40	36593	412	52	8	83
66	TDFN03	-	St-Mathieu-de-Beloell	Basses-Terres	0,3	Argile	6,4%	39681	7,0	1,2	101	98	41606	814	54	10	98
67	TDFN04	-	St-Amable	Basses-Terres	0,15	Argile limoneux	5,4%	21387	3,0	1,0	58	13	39835	210	26	6	78
68	TDFN05	-	Calixa-Lavallée	Basses-Terres	0,2	Argile	7,0%	29549	4,0	1,0	72	65	37816	1293	40	8	82
69	TDFN06	-	Contrecoeur	Basses-Terres	0,2	Sable	4,8%	5477	1,0	0,1	9	25	6130	77	3	12	22

Annexe E1. Résultats analytiques de la quantification des ETM (suite)

Liste des échantillons																	
Description et paramètres de base							Quantification des éléments traces métalliques (ppm)										
Numéro échantillon	Numéro de référence		Région	Région physiographique	Profondeur (m)	Texture	% M.O.	Al	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
LDM								0,1	0,1	0,01	0,01	0,1	0,1	0,01	0,01	0,1	0,1
70	TDFN07	-	La Saline	Basses-Terres	0,2	Argile	4,7%	29852	5,0	1,1	78	31	37386	682	40	7	72
71	TDFN08	-	Varennes	Basses-Terres	0,3	Argile	5,9%	23727	4,0	0,8	64	17	30725	367	30	11	82
72	TDFN09	-	St-Amable	Basses-Terres	0,3	Sable	1,9%	6041	0,0	0,2	11	3	14493	51	6	1	7
73	TDFN10	-	Boucherville	Basses-Terres	0,4	Argile limoneux	3,5%	19390	6,0	0,8	30	29	32134	235	21	9	59
74	TDFN11	-	Longueuil	Basses-Terres	0,15	Loam limoneux-argileux	4,2%	20260	6,0	0,8	45	19	31864	408	27	10	56
75	TDFN12	-	Mt-St-Bruno	Basses-Terres	0,5	Argile	3,5%	26603	5,0	1,1	39	29	37154	302	28	8	110
76	TDFN13	-	Longueuil	Basses-Terres	0,3	Loam argileux	2,1%	11695	4,0	0,8	20	29	26172	591	22	9	59
77	TDFN14	-	La Prairie	Basses-Terres	0,3	Argile	4,1%	24378	4,0	0,9	52	20	33351	403	32	7	85
78	TDFN15	-	St-Philippe	Basses-Terres	0,2	Loam argileux	6,8%	21124	4,0	1,0	55	19	31194	1051	30	12	77
79	TDFN16	-	St-Jacques-le-Mineur	Basses-Terres	0,3	Argile	5,6%	22972	4,0	0,9	59	26	31473	529	33	11	68
80	TDFN17	-	St-Jean-sur-Richelieu	Basses-Terres	0,3	Loam argileux	5,5%	8940	4,0	0,5	22	16	20918	388	15	10	52
81	TDFN18	-	Carignan	Basses-Terres	0,3	Loam argileux	4,3%	15594	3,0	0,7	29	11	27941	640	16	10	59
82	TDFN19	-	Carignan	Basses-Terres	0,2	Argile limoneux	3,6%	16255	4,0	0,7	30	21	28458	391	23	6	63
83	TDFN20	-	St-Basile-le-Grand	Basses-Terres	0,4	Argile limoneux	3,4%	14966	2,0	0,6	34	8	24445	126	14	7	50
84	TDFN21	-	Chambly	Basses-Terres	0,3	Argile limoneux	3,1%	16594	3,0	0,7	30	14	27674	246	16	5	62
85	TDFN22	-	St-Jean-sur-Richelieu	Basses-Terres	0,6	Argile	8,7%	32308	5,0	1,4	87	25	43669	935	38	9	105
86	TDFN23	-	St-Jean-sur-Richelieu	Basses-Terres	0,6	Argile limoneux	5,0%	26856	4,0	1,2	65	14	37777	1195	32	6	97
87	TDFN24	-	St-Blaise-sur-Richelieu	Basses-Terres	0,4	Loam argileux	2,2%	10311	3,0	0,8	15	23	26690	539	16	5	64
88	TDFN25	-	Naperville	Basses-Terres	0,45	Loam argileux	2,1%	7614	3,0	0,5	14	15	18164	93	13	6	36
89	TDFN26	-	Naperville	Basses-Terres	0,7	Argile	4,9%	19117	7,0	1,4	46	29	34290	488	29	6	69
90	TDFN27	-	St-Edouard	Basses-Terres	0,5	Loam	2,4%	10419	5,0	1,0	16	23	26837	1083	18	8	57
91	TDFN28	-	St-Michel	Basses-Terres	0,5	Loam argileux	2,8%	13060	4,0	0,7	19	23	24787	180	18	11	54
92	TDFN29	-	St-Rémi	Basses-Terres	0,5	Loam argileux	3,1%	12827	4,0	0,7	19	31	27225	181	24	12	78
93	TDFN30	-	St-Constant	Basses-Terres	0,5	Argile	5,3%	37848	6,0	1,4	92	37	41802	888	50	9	106
94	TDFN31	-	St-Constant	Basses-Terres	0,8	Argile limoneux	12,6%	13299	5,0	0,9	22	39	34458	172	28	12	81
95	TDFN32	-	Mercier	Basses-Terres	0,9	Argile	2,7%	18863	6,0	1,0	28	32	34435	460	32	9	74
96	TDFN33	-	Châteauguay	Basses-Terres	0,4	Sable	1,6%	5786	0,0	0,3	12	2	11268	62	7	1	26
97	TDFN34	-	Beauharnois	Basses-Terres	0,4	Argile	5,0%	44848	7,0	1,2	101	41	40901	718	47	8	94
98	TDFN35	-	St-Étienne-de-Beauharnois	Basses-Terres	0,5	Argile	6,7%	38290	7,0	1,3	102	35	41891	822	58	8	89
99	TDFN36	-	Howick	Basses-Terres	0,5	Argile	3,9%	31199	4,0	1,2	87	22	39073	462	43	8	84
100	TDFN37	-	Rivière-des-Fèves	Basses-Terres	0,3	Loam	6,2%	11022	1,0	0,5	22	4	18480	165	11	6	35
101	TDFN38	-	Sainte-Martine	Basses-Terres	0,3	Argile limoneux	3,6%	22584	3,0	0,8	55	20	32447	496	28	18	67
102	TDFN39	-	St-Urbain-Premier	Basses-Terres	0,5	Argile	3,7%	28896	5,0	1,3	37	16	35652	550	26	7	79
103	TDFN40	-	te-Clothilde-de-Châteauguay	Basses-Terres	0,4	Loam limoneux-argileux	1,9%	7624	4,0	0,5	13	18	20903	305	14	6	40
104	TDFN41	-	Barrington	Basses-Terres	0,5	Argile	3,5%	26296	6,9	1,2	42	24	36535	266	28	10	79
105	TDFN42	-	Sherrington	Basses-Terres	0,3	Loam	5,1%	9816	5,0	0,6	15	8	24205	433	11	8	34
106	TDFN43	-	Coin Douglas	Basses-Terres	0,3	Loam	4,2%	9531	3,0	0,6	14	10	21684	335	12	7	33
107	TDFN44	-	Salaberry-de-Valleyfield	Basses-Terres	0,6	Loam argileux	3,2%	25317	4,0	1,1	75	35	35143	338	40	32	63
108	TDFN45	-	Pointe-des-Cascades	Basses-Terres	0,6	Argile	5,2%	37340	7,0	1,2	100	46	39966	445	55	9	87
109	TDFN46	-	Vaudreuil-Dorion	Basses-Terres	0,6	Argile	4,5%	36324	7,0	1,4	98	44	35550	749	53	54	62
110	TDFN47	-	Hudson	Basses-Terres	0,7	Argile	14,2%	28251	4,0	1,0	75	31	31361	431	39	5	45
111	TDFN48	-	Rigaud	Basses-Terres	0,3	Loam	1,2%	7229	1,0	0,3	20	4	13197	247	10	3	16
112	TDFN49	-	Sainte-Marthe	Basses-Terres	0,6	Sable	0,9%	2139	1,0	0,1	9	0	2545	9	0	0	0
113	TDFN50	-	St-Clet	Basses-Terres	0,6	Argile	3,8%	30111	5,0	1,0	85	32	30354	320	45	5	50
114	TDFN51	-	Coteau-de-Lac	Basses-Terres	0,7	Sable Limoneux	1,4%	5759	1,0	2,9	17	5	9847	92	8	1	11
115	TDFN52	-	Salaberry-de-Valleyfield	Basses-Terres	0,4	Loam	0,9%	5427	0,0	0,2	17	5	7707	116	9	1	11
116	TDFN53	-	St-Louis-de-Gonzague	Basses-Terres	0,6	Argile limoneux	2,7%	18499	4,0	1,8	48	15	20777	461	23	3	28
117	TDFN54	-	Ormstown	Basses-Terres	0,4	Loam argileux	3,9%	27660	5,9	0,9	65	24	25172	573	36	4	31
118	TDFN55	-	Mt-St-Grégoire	Basses-Terres	0,4	Loam	27,7%	10498	2,0	0,6	18	21	15981	621	15	3	15
119	TDFN56	-	St-Alexandre	Basses-Terres	0,4	Sable limoneux	2,1%	9863	2,0	0,3	9	3	8179	52	7	1	6
120	TDFN57	-	St-Ignace-de-Stanbridge	Appalaches	0,9	Loam sablonneux	2,5%	4868	2,0	0,7	8	9	9816	258	10	2	15
121	TDFN58	-	Dunham	Appalaches	0,5	Loam Limoneux	2,3%	11159	6,0	0,7	17	13	15838	234	15	5	18
122	TDFN59	-	Dunboro	Appalaches	0,6	Loam	1,6%	11577	4,0	0,6	14	14	13084	457	20	4	18
123	TDFN60	-	North Sutton	Appalaches	0,4	Loam sablonneux	1,4%	8168	3,0	0,5	13	14	9788	407	19	2	14
124	TDFN61	-	Sutton	Appalaches	0,6	Loam	1,5%	12105	4,0	0,8	17	23	13456	347	23	39	21
125	TDFN62	-	East Hill	Appalaches	0,4	Loam sablonneux	1,2%	8252	3,0	0,5	17	9	9639	397	18	3	13
126	TDFN63	-	South Bolton	Appalaches	0,7	Sable limoneux	3,2%	11189	9,0	0,8	16	23	11793	377	31	7	16
127	TDFN64	-	Bolton Glen	Appalaches	0,4	Loam sablonneux	2,2%	11909	6,9	0,5	21	18	7580	134	20	4	11
128	TDFN65	-	St-Étienne-de-Bolton	Appalaches	0,4	Sable	1,7%	7569	6,0	0,4	27	9	5856	326	52	3	10
129	TDFN66	-	Dunham	Appalaches	0,4	Loam sablonneux	2,5%	8431	3,0	0,6	9	5	7894	196	8	5	8
130	TDFN67	-	Béthanie	Appalaches	0,6	Loam argileux	1,6%	10226	2,0	0,4	16	14	4471	210	15	1	11
131	TDFN68	-	Roxton Est	Appalaches	0,3	Loam argileux	1,2%	9087	3,0	0,5	14	14	5723	491	15	1	10
132	TDFN69	-	Roxton Falls	Appalaches	0,8	Loam sablonneux	1,6%	8547	4,0	0,4	10	10	4902	369	12	1	8
133	TDFN70	-	Roxton Falls	Appalaches	0,5	Loam argileux	2,5%	12928	3,0	0,6	19	12	6491	422	17	3	11
134	TDFN71	-	Roxton Pond	Appalaches	0,7	Loam argileux	1,4%	7739	4,0	0,6	12	14	4335	199	13	1	11
135	TDFN72	-	Saint-Valérien-de-Milton	Appalaches	0,7	Argile limoneux	3,2%	17122	5,0	0,8	27	27	6772	872	29	3	20
136	TDFN73	-	Saint-Hugues	Basses-Terres	0,7	Argile	2,6%	30438	5,0	1,1	83	44	8109	549	53	3	23
137	TDFN74	-	St-Bernard-de-Michaudville	Basses-Terres	0,4	Sable	2,4%	6673	1,0	0,2	9	3	2050	100	8	0	3
138	TDFN75	-	St-Denis-sur-Richelieu	Basses-Terres	0,4	Argile	4,4%	32784	6,0	1,3	75	42	7792	536	50	2	20
139	TDFN76	-	St-Charles-sur-Richelieu	Basses-Terres	0,5	Argile	3,3%	26389	5,0	1,2	67	33	6830	791	46	2	14
140	TDFN77	-	St-Hyacinthe	Basses-Terres	0,5	Argile	4,1%	23797	3,0	1,0	68	40	40433	522	42	8	124

Annexe E2. Résultats analytiques de la quantification des ETM – statistiques

E2.1 Totalité du territoire (nombre d'échantillons = 140)

	Al	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
MOYENNE	16038	4,8	0,7	34,1	20	24103	454	27	12	51
MEDIANE	12807	4,0	0,7	19,5	17	24855	402	22	7	51
MIN	2139	0,0	0,0	5,0	0	2050	9	0	0	0
MAX	44848	26,7	2,9	102,3	98	43669	1803	191	231	136
Écart-type	9622	3,3	0,4	28,8	14	10938	310	24	23	30
Coef. Variation	60%	69%	53%	84%	68%	45%	68%	89%	194%	58%
25e CENTILE	8406	3,0	0,5	14	11	16168	229	13	4	26
50e CENTILE	12807	4,0	0,7	19	17	24855	402	22	7	51
75e CENTILE	22983	6,0	1,0	52	29	31992	575	34	11	77
85e CENTILE	27749	7,0	1,1	75	34	36628	793	44	16	82
90e CENTILE	30115	8,0	1,2	85	37	37880	823	51	20	88
95e CENTILE	36375	10,0	1,3	92	42	40456	1084	54	32	98
98e CENTILE	38636	12,4	1,4	101	46	41649	1305	85	54	107
99e CENTILE	39330	15,2	1,6	101	58	41857	1414	133	102	118
Vibrisse extrême (a = 3)	66714	15,0	2,4	169	83	79462	1615	95	32	228
Nb anomalie (a = 3)	0	2	1	0	1	0	1	2	7	0
% anomalie (a = 3)	0%	1%	1%	0%	1%	0%	1%	1%	5%	0%
Vibrisse suspect (a = 1,5)	44849	11	1,7	111	56	55727	1095	65	22	152
Nb anomalie (a = 1,5)	0	6	2	0	2	0	6	4	14	0
% anomalie (a = 1,5)	0%	4%	1%	0%	1%	0%	4%	3%	10%	0%

E2.2 Basses-Terres du Saint-Laurent (nombre d'échantillons = 82)

	Al	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
MOYENNE	19521	4,0	0,8	45	24	26714	423	27	10	59
MEDIANE	18990	4,0	0,8	36	22	28200	396	26	8	62
MIN	2139	0,0	0,0	5	0	2050	9	0	0	0
MAX	44848	9,9	2,9	102	98	43669	1293	58	54	124
Écart-type	10750	2,1	0,4	31	16	11247	280	16	10	30
Coef. Variation	55%	53%	53%	69%	66%	42%	66%	60%	104%	51%
25e CENTILE	9975	3,0	0,6	17	14	18549	204	13	5	35
50e CENTILE	18990	4,0	0,8	36	22	28200	396	26	8	62
75e CENTILE	28104	5,0	1,1	74	32	36314	546	40	10	82
85e CENTILE	30394	6,0	1,2	87	39	38884	713	47	12	89
90e CENTILE	32737	6,9	1,3	90	41	39959	813	52	20	96
95e CENTILE	38268	7,0	1,4	98	44	41484	933	53	30	105
98e CENTILE	39123	7,4	1,6	101	54	41836	1126	55	47	108
99e CENTILE	40663	8,4	2,0	102	72	42229	1213	56	54	113
Vibrisse extrême (a = 3)	82488	11	2,7	245	87	89609	1574	120	25	223
Nb anomalie (a = 3)	0	0	1	0	1	0	0	0	7	0
% anomalie (a = 3)	0%	0%	1%	0%	1%	0%	0%	0%	9%	0%
Vibrisse suspect (a = 1,5)	55296	8	1,9	160	59	62962	1060	80	17	152
Nb anomalie (a = 1,5)	0	1	1	0	2	0	3	0	10	0
% anomalie (a = 1,5)	0%	1%	1%	0%	2%	0%	4%	0%	12%	0%
Critère A (B)	-	6	1,5	85	40	-	770	50	50	110

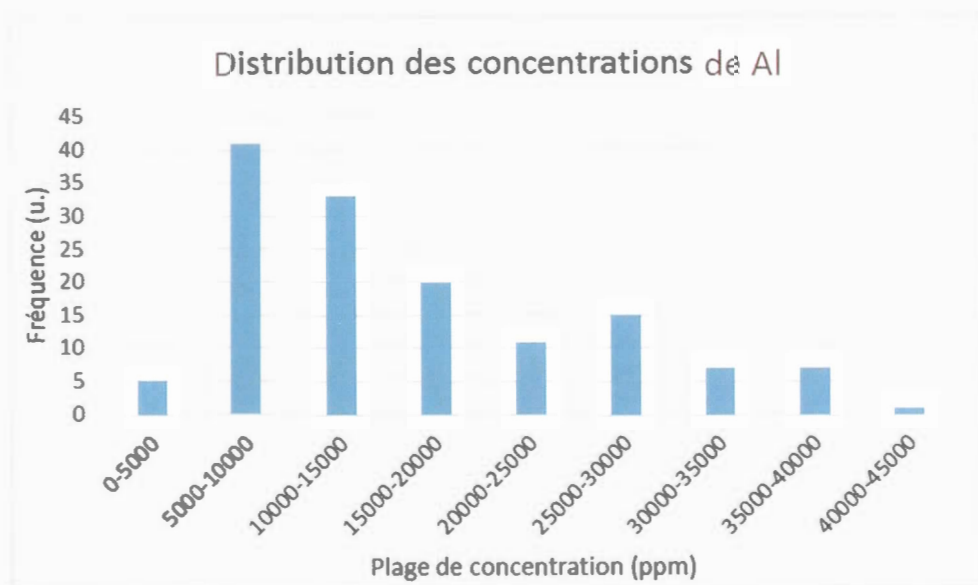
E2.3 Appalaches (nombre d'échantillons = 58)

	As	Zn	Cd	Pb	Ni	Fe	Mn	Cr	Cu	Al
MOYENNE	6,0	41	0,6	15	27	20412	499	19	16	11113
MEDIANE	5,0	40	0,6	7	19	22406	406	15	13	10629
MIN	0,0	8	0,03	1	3	4335	83	6	0	4868
MAX	26,7	136	1,0	231	191	38458	1803	95	37	26074
Écart-type	4,2	25	0,2	34	32	9398	346	16	9	4405
Coef. Variation	70%	63%	37%	224%	119%	46%	69%	83%	58%	40%
25e CENTILE	3,0	18	0,4	4	13	12115	255	12	9	8172
50e CENTILE	5,0	40	0,6	7	19	22406	406	15	13	10629
75e CENTILE	7,0	56	0,7	13	25	25884	610	19	21	12907
90e CENTILE	10,3	72	0,9	22	42	31924	858	27	30	15894
95e CENTILE	12,3	82	0,9	39	85	33975	1191	41	34	17276
98e CENTILE	15,7	85	1,0	119	151	36584	1441	80	37	24903
99e CENTILE	20,6	107	1,0	175	174	37527	1605	89	37	26033
Vibrisse extrême (a = 3)	19,0	169,5	1,5	40,1	61,2	67191,9	1674,1	39,1	55,2	27111,9
Nb anomalie (a = 3)	1	0	0	2	4	0	1	3	0	0
% anomalie (a = 3)	2%	0%	0%	3%	7%	0%	2%	5%	0%	0%
Vibrisse suspect (a = 1,5)	13,0	112,9	1,1	26,5	43,1	46538,2	1142,0	29,0	37,9	20009,6
Nb anomalie (a = 1,5)	3	1	0	6	6	0	4	5	0	2
% anomalie (a = 1,5)	5%	2%	0%	10%	10%	0%	7%	9%	0%	3%
Critère A (A)	15	130	1,3	40	55	-	1000	75	50	-

ANNEXE F

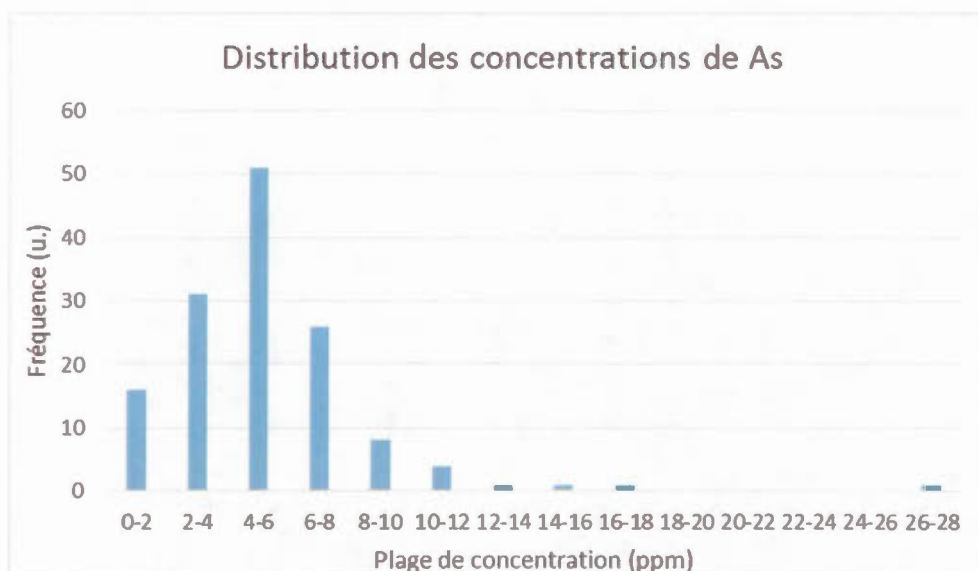
DISTRIBUTION DE LA POPULATION D'ÉCHANTILLON

Annexe F1. Distribution de l'aluminium



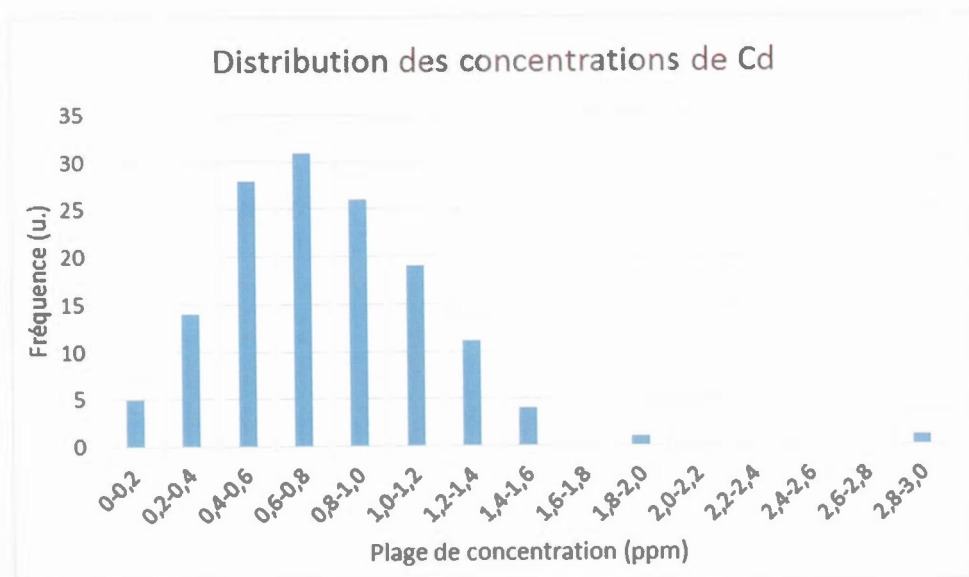
Test de Shapiro-Wilk - Aluminium	
W	0,90
<i>p-value</i>	$5,26 \times 10^{-8}$
alpha (α)	0,05
Hypothèse de normalité rejetée? (si <i>p-value</i> < α)	Oui
<i>La population n'est pas normalement distribuée</i>	

Annexe F2. Distribution de l'arsenic



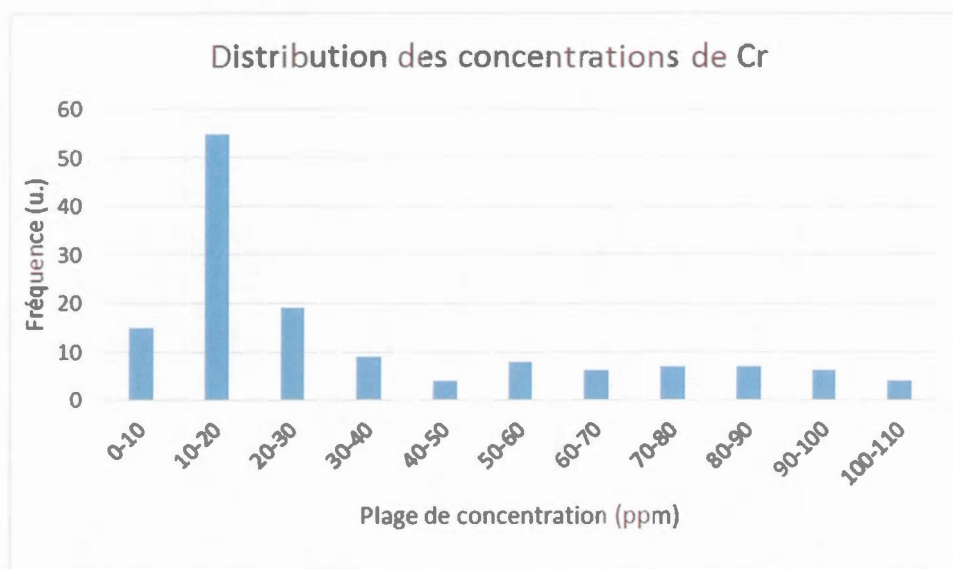
Test de Shapiro-Wilk - Arsenic	
W	0,81
<i>p-value</i>	$5,81 \times 10^{-12}$
alpha (α)	0,05
Hypothèse de normalité rejetée? (si <i>p-value</i> < α)	Oui
<i>La population n'est pas normalement distribuée</i>	

Annexe F3. Distribution du cadmium



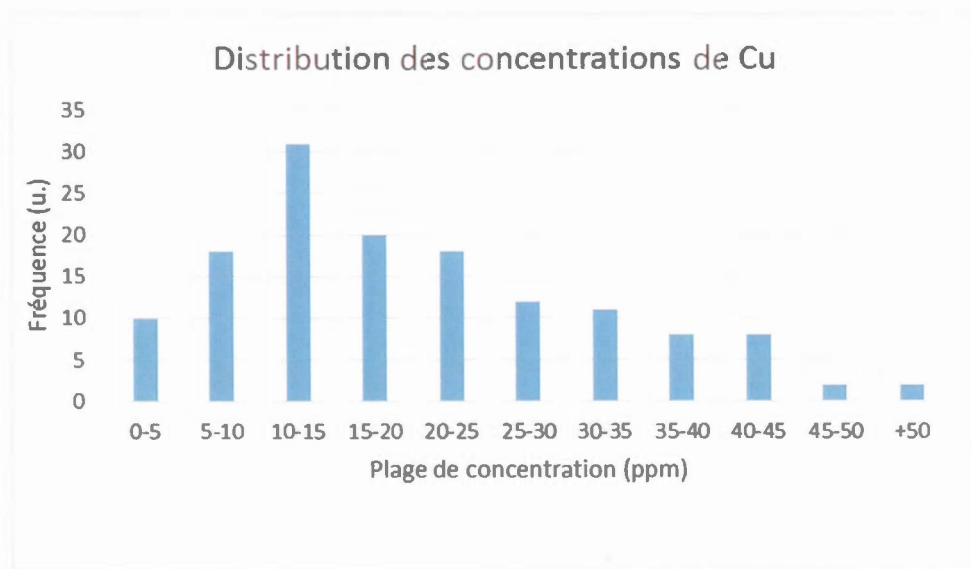
Test de Shapiro-Wilk - Cadmium	
W	0,93
p-value	$1,30 \times 10^{-6}$
alpha (α)	0,05
Hypothèse de normalité rejetée? (si $p\text{-value} < \alpha$)	Oui
La population n'est pas normalement distribuée	

Annexe F4. Distribution du chrome



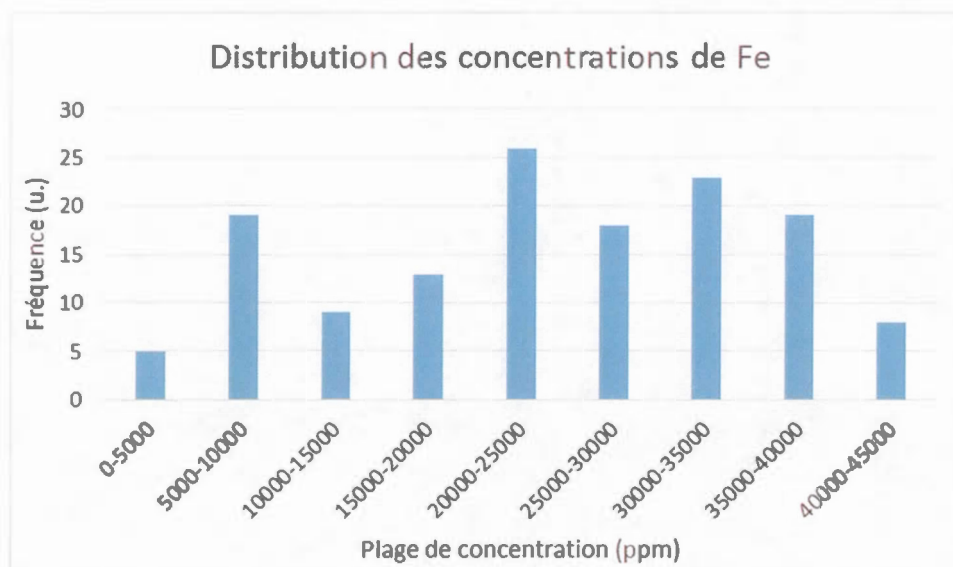
Test de Shapiro-Wilk - Chrome	
W	0,80
<i>p-value</i>	$1,61 \times 10^{-12}$
alpha (α)	0,05
Hypothèse de normalité rejetée? (si <i>p-value</i> < α)	Oui
<i>La population n'est pas normalement distribuée</i>	

Annexe F5. Distribution du cuivre



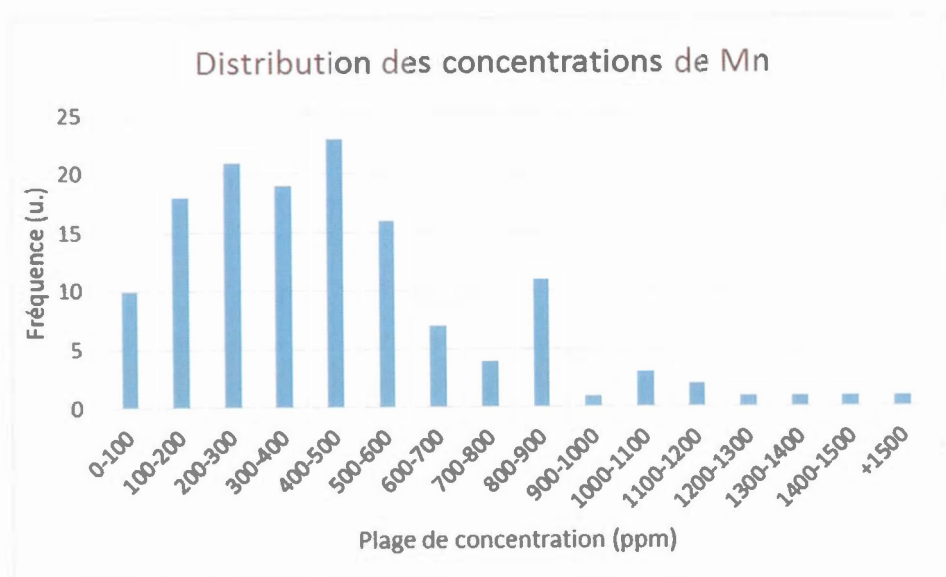
Test de Shapiro-Wilk - Cuivre	
W	0,89
p -value	$5,93 \times 10^{-9}$
alpha (α)	0,05
Hypothèse de normalité rejetée? (si p -value < α)	Oui
La population n'est pas normalement distribuée	

Annexe F6. Distribution du fer



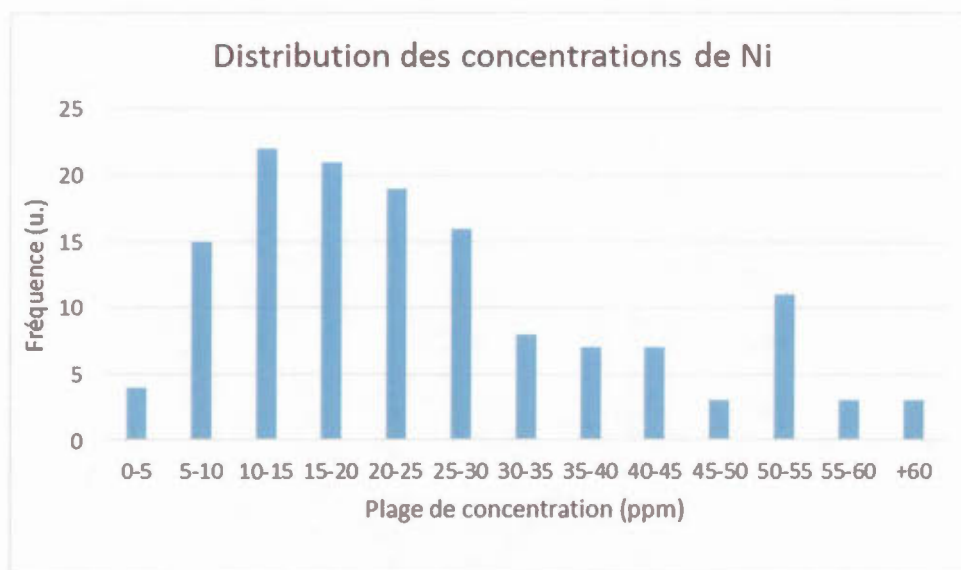
Test de Shapiro-Wilk - Fer	
W	0,96
<i>p-value</i>	$7,01 \times 10^{-4}$
alpha (α)	0,05
Hypothèse de normalité rejetée? (si <i>p-value</i> < α)	Oui
<i>La population n'est pas normalement distribuée</i>	

Annexe F7. Distribution du manganèse



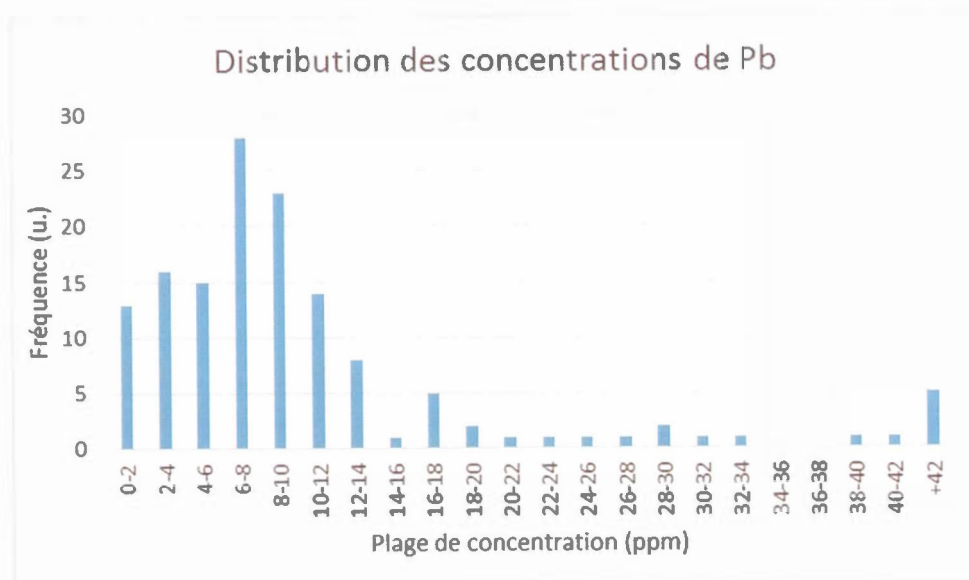
Test de Shapiro-Wilk - Manganèse	
W	0,90
p-value	$2,44 \times 10^{-8}$
alpha (α)	0,05
Hypothèse de normalité rejetée? (si $p\text{-value} < \alpha$)	Oui
La population n'est pas normalement distribuée	

Annexe F8. Distribution du nickel



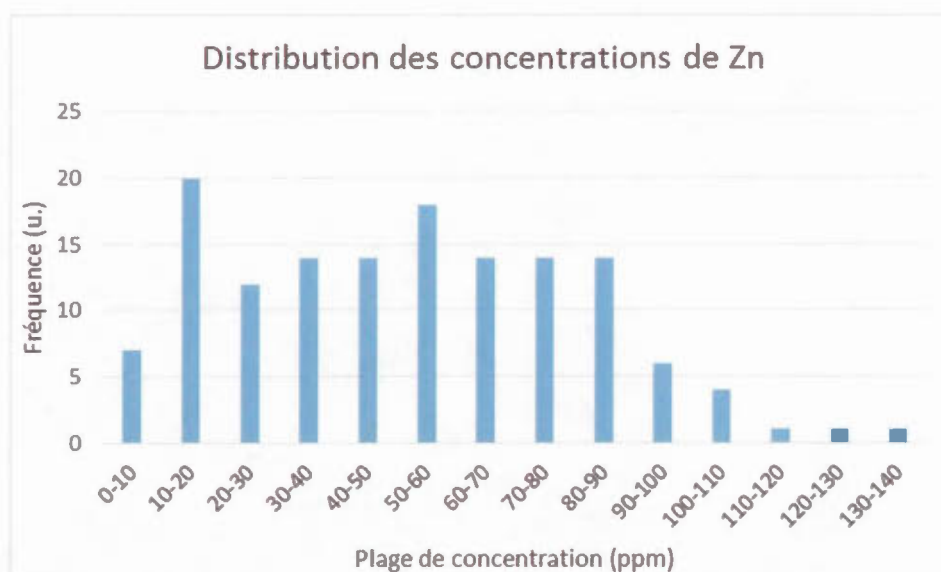
Test de Shapiro-Wilk - Nickel	
W	0,68
<i>p-value</i>	$4,44 \times 10^{-16}$
alpha (α)	0,05
Hypothèse de normalité rejetée? (si <i>p-value</i> < α)	Oui
<i>La population n'est pas normalement distribuée</i>	

Annexe F9. Distribution du plomb



Test de Shapiro-Wilk - Plomb	
W	0,35
<i>p-value</i>	0,00
alpha (α)	0,05
Hypothèse de normalité rejetée? (si <i>p-value</i> < α)	Oui
<i>La population n'est pas normalement distribuée</i>	

Annexe F10. Distribution du zinc

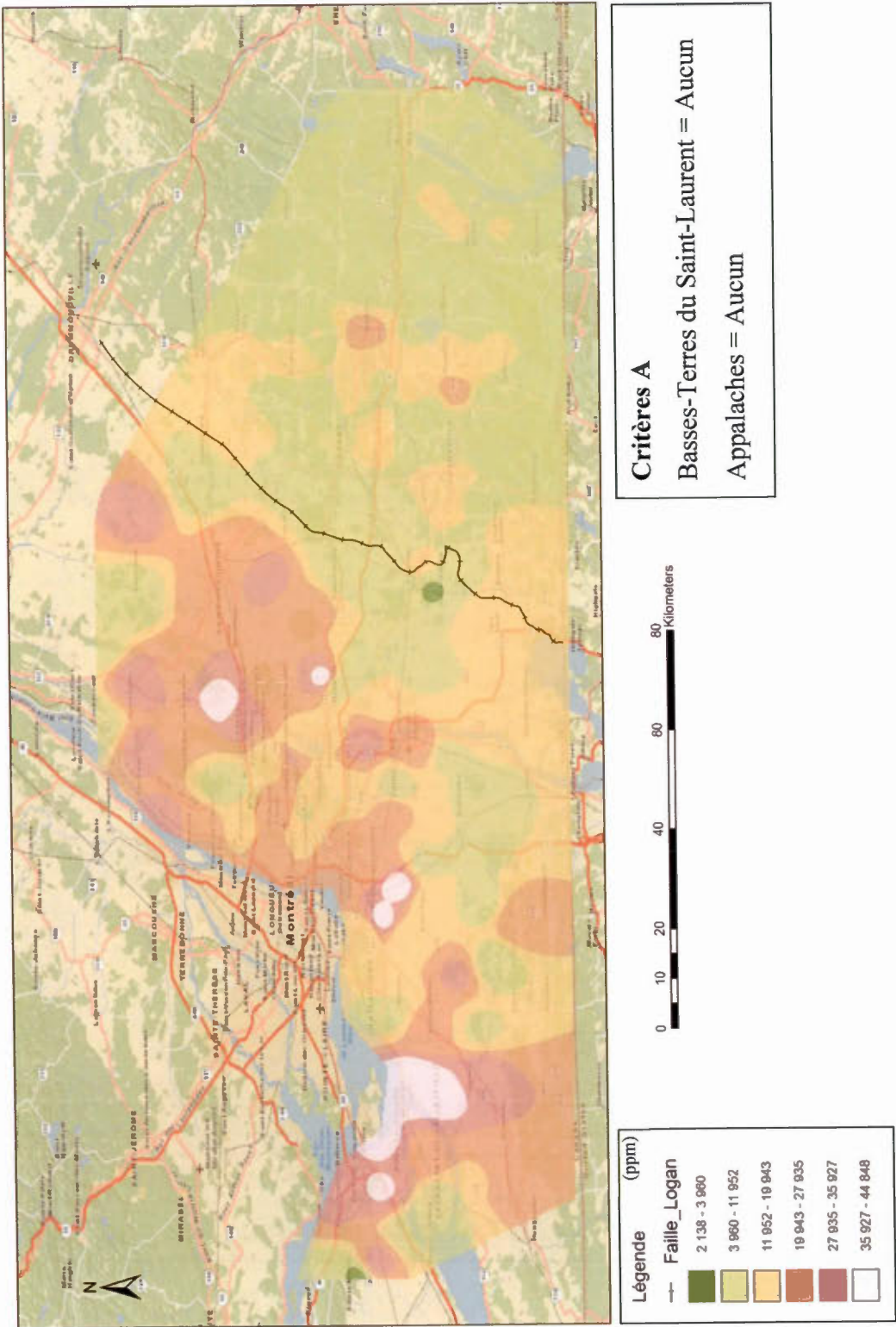


Test de Shapiro-Wilk - Zinc	
W	0,97
<i>p-value</i>	0,004
alpha (α)	0,05
Hypothèse de normalité rejetée? (si <i>p-value</i> < α)	Oui
<i>La population n'est pas normalement distribuée</i>	

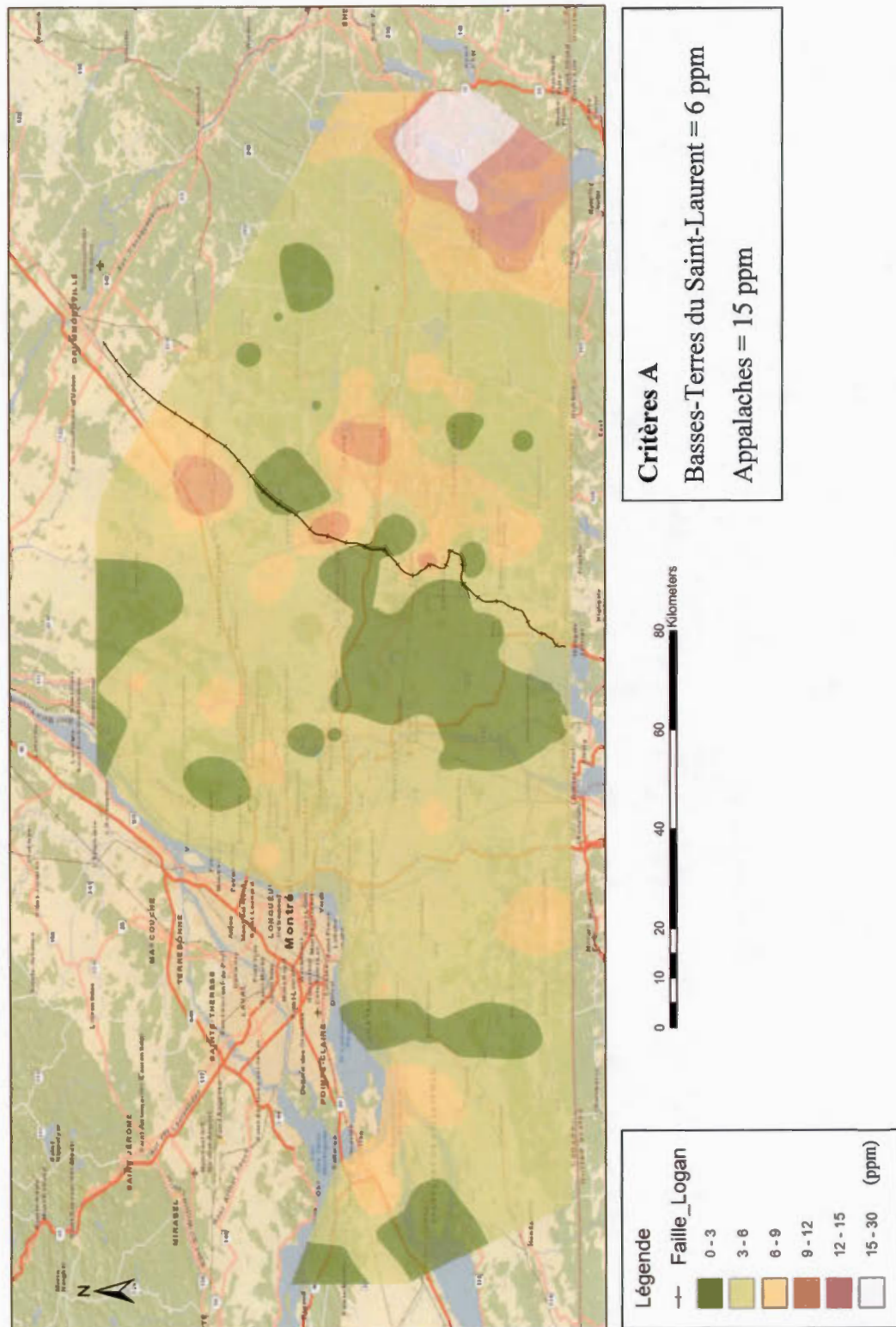
ANNEXE G

CARTES GÉOCHIMIQUES DE LA DISTRIBUTION DES ETM

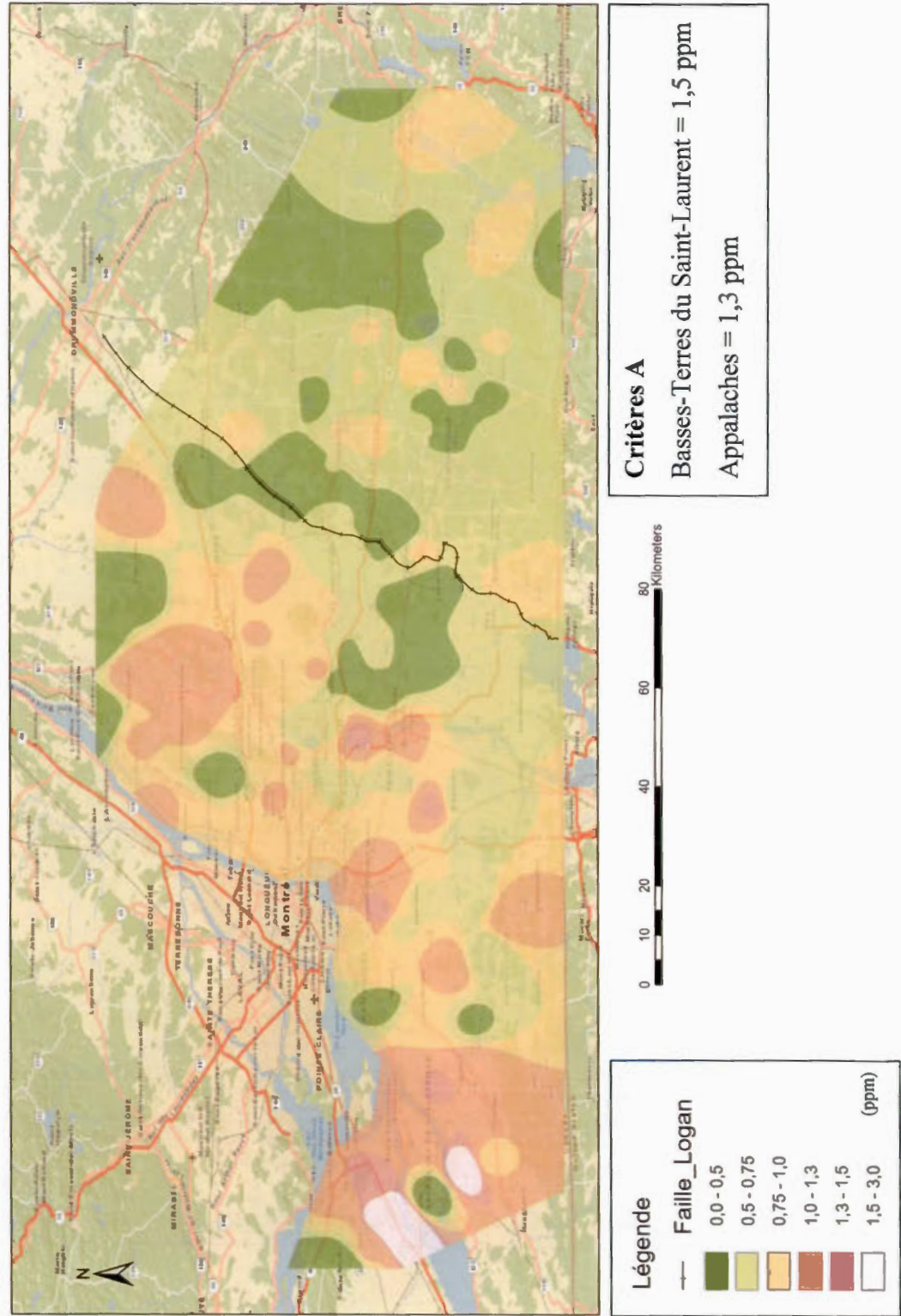
G1. Carte géochimique de la concentration de l'aluminium dans les sols



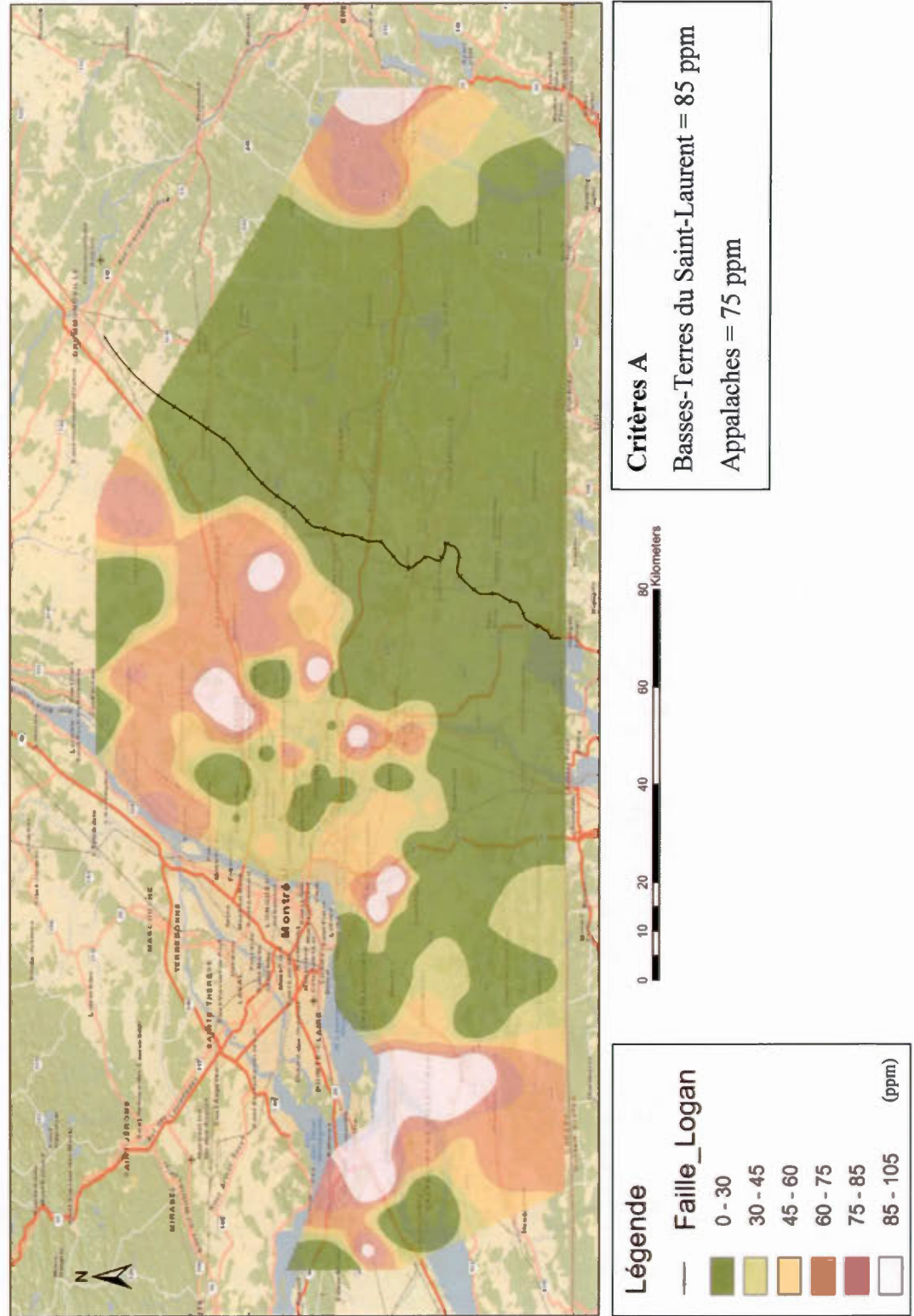
G2. Carte géochimique de la concentration de l'arsenic dans les sols



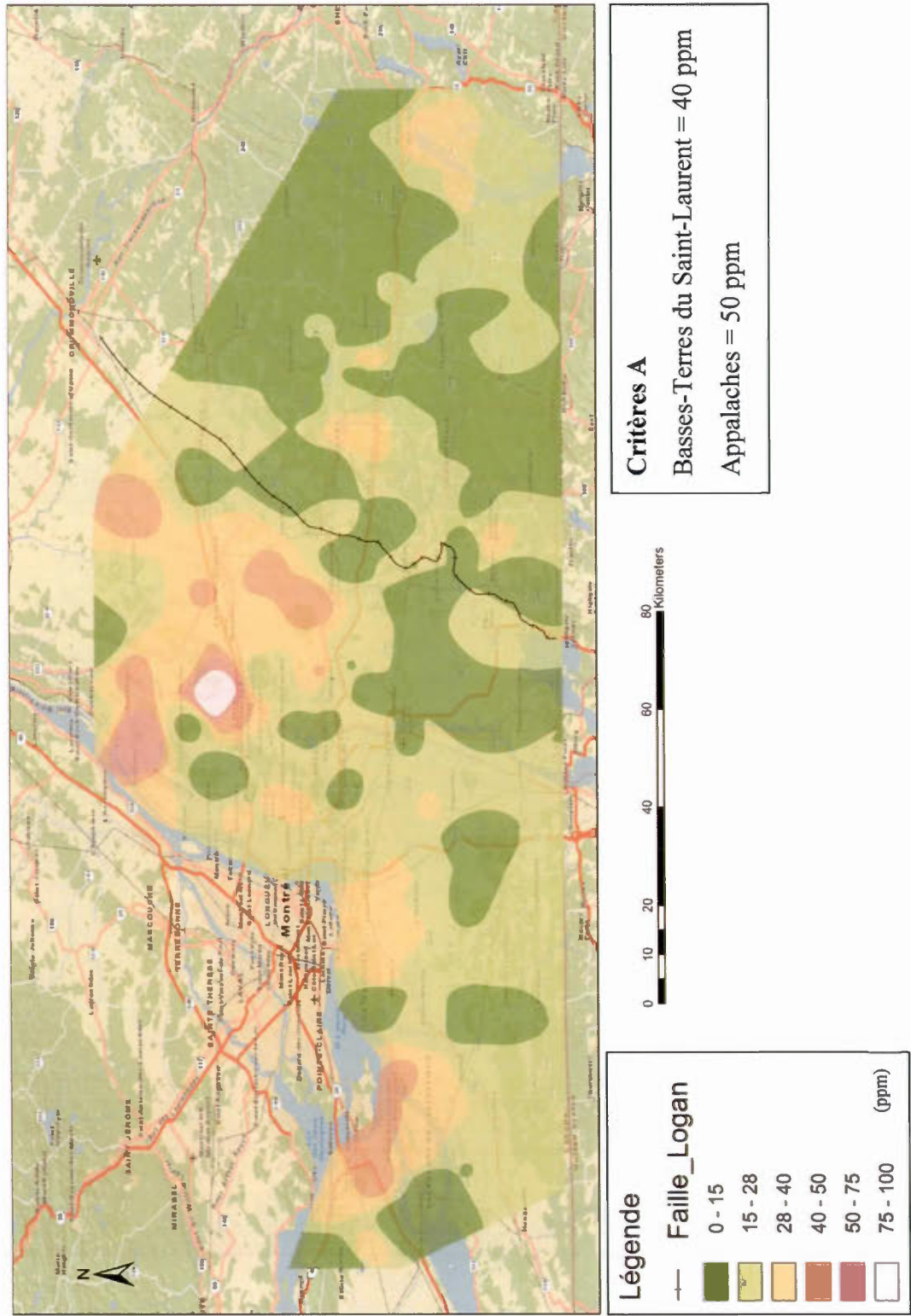
G3. Carte géochimique de la concentration du cadmium dans les sols



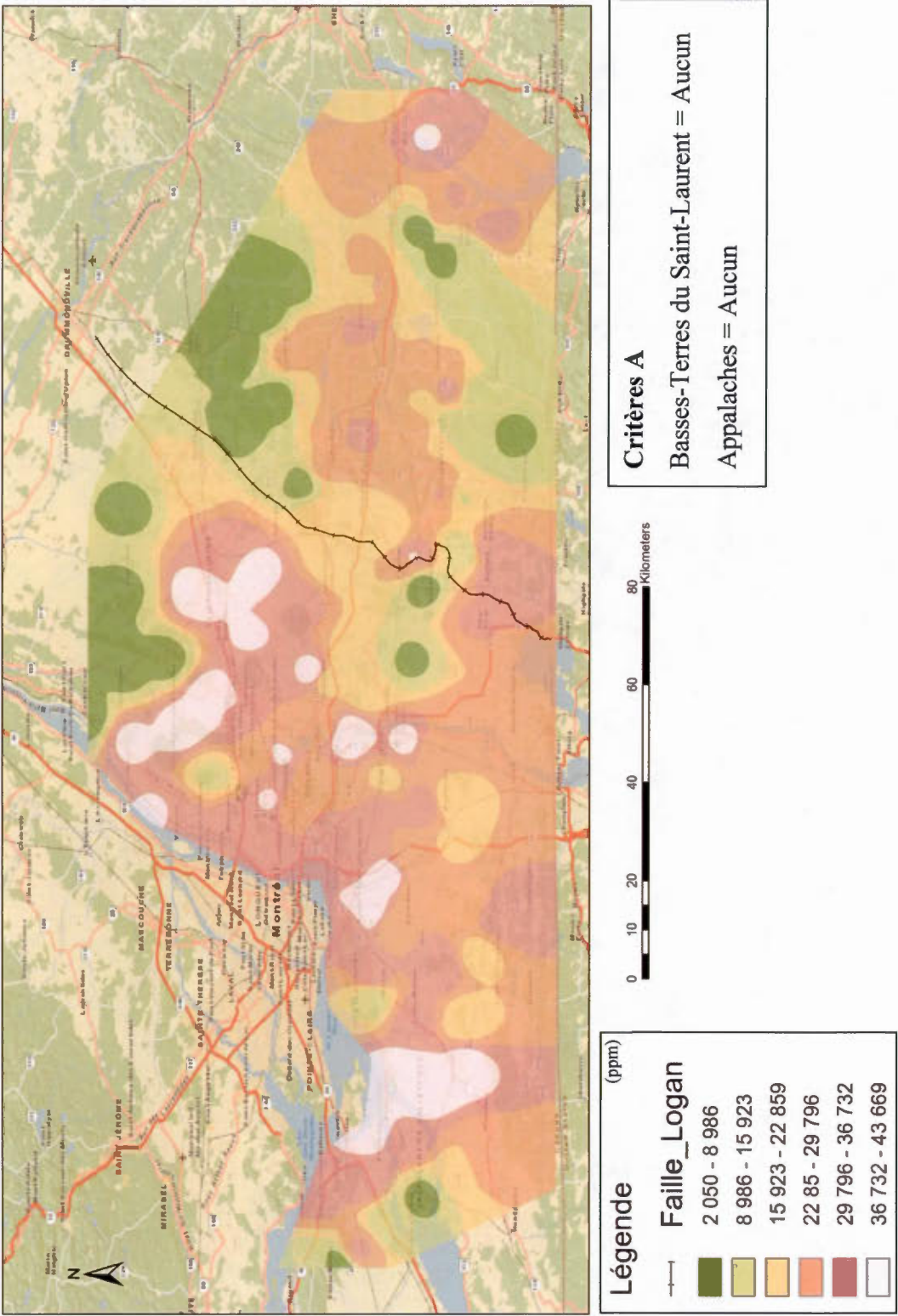
G4. Carte géochimique de la concentration du chrome dans les sols



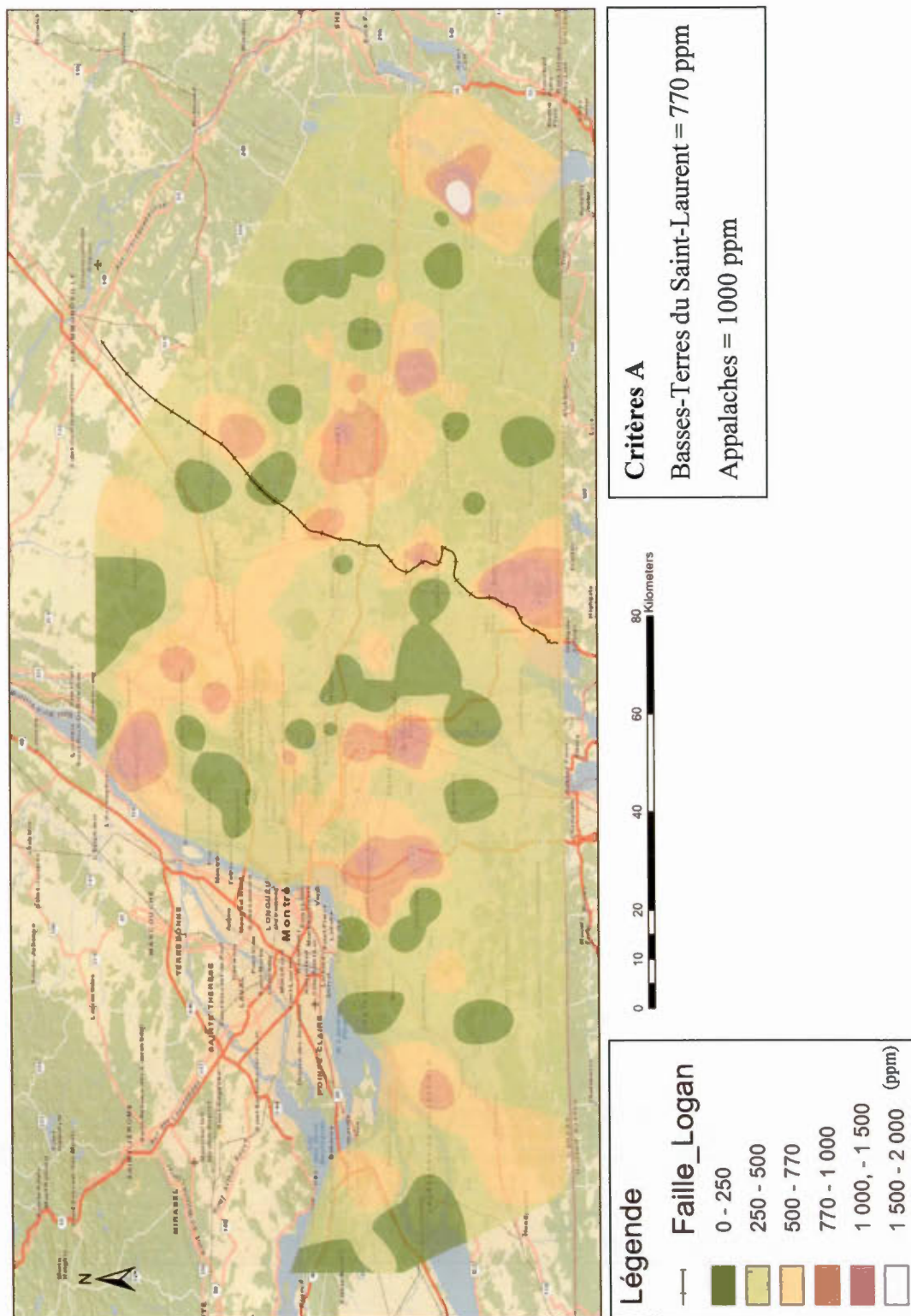
G5. Carte géochimique de la concentration du cuivre dans les sols



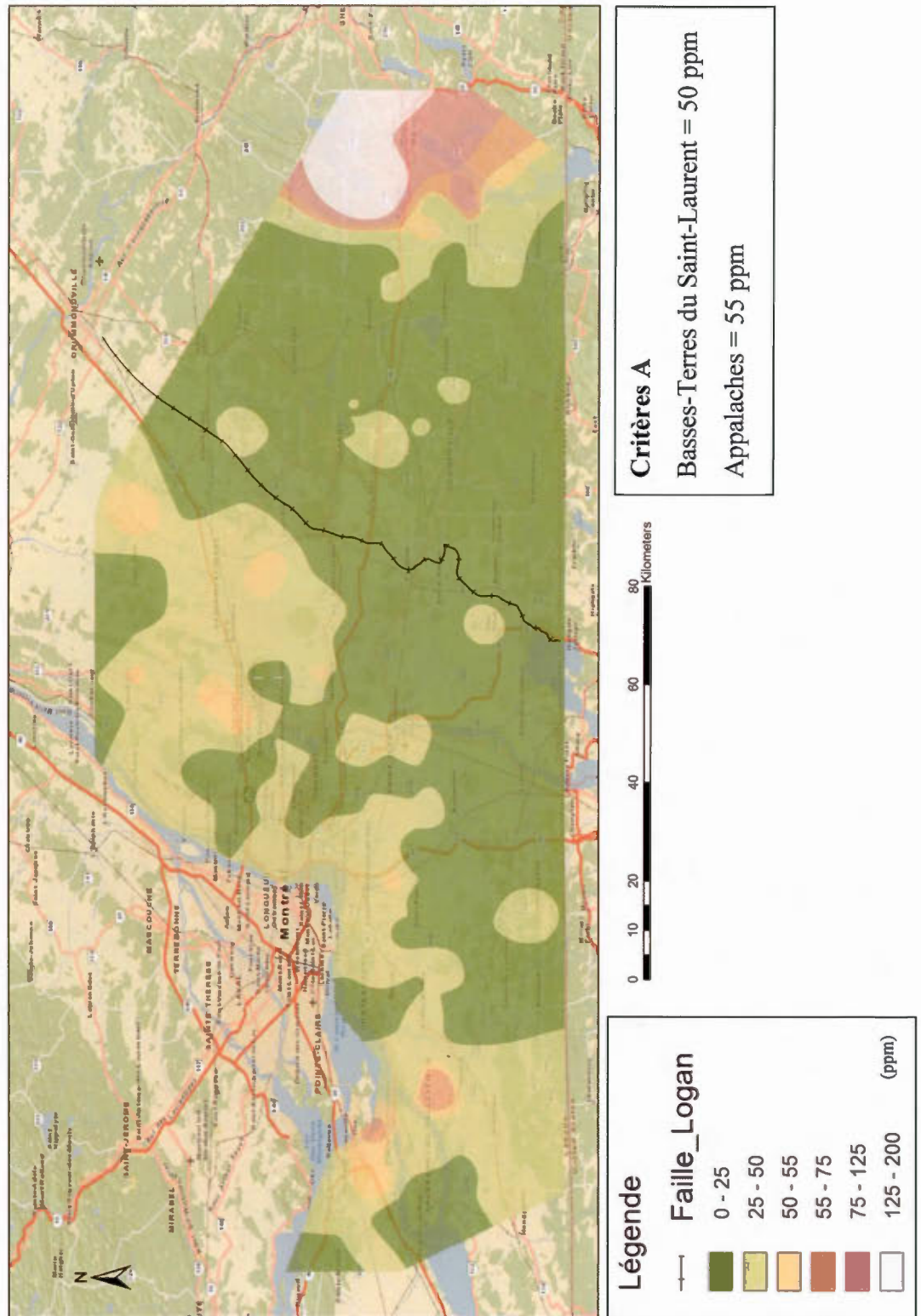
G6. Carte géochimique de la concentration du fer dans les sols



G7. Carte géochimique de la concentration du manganèse dans les sols



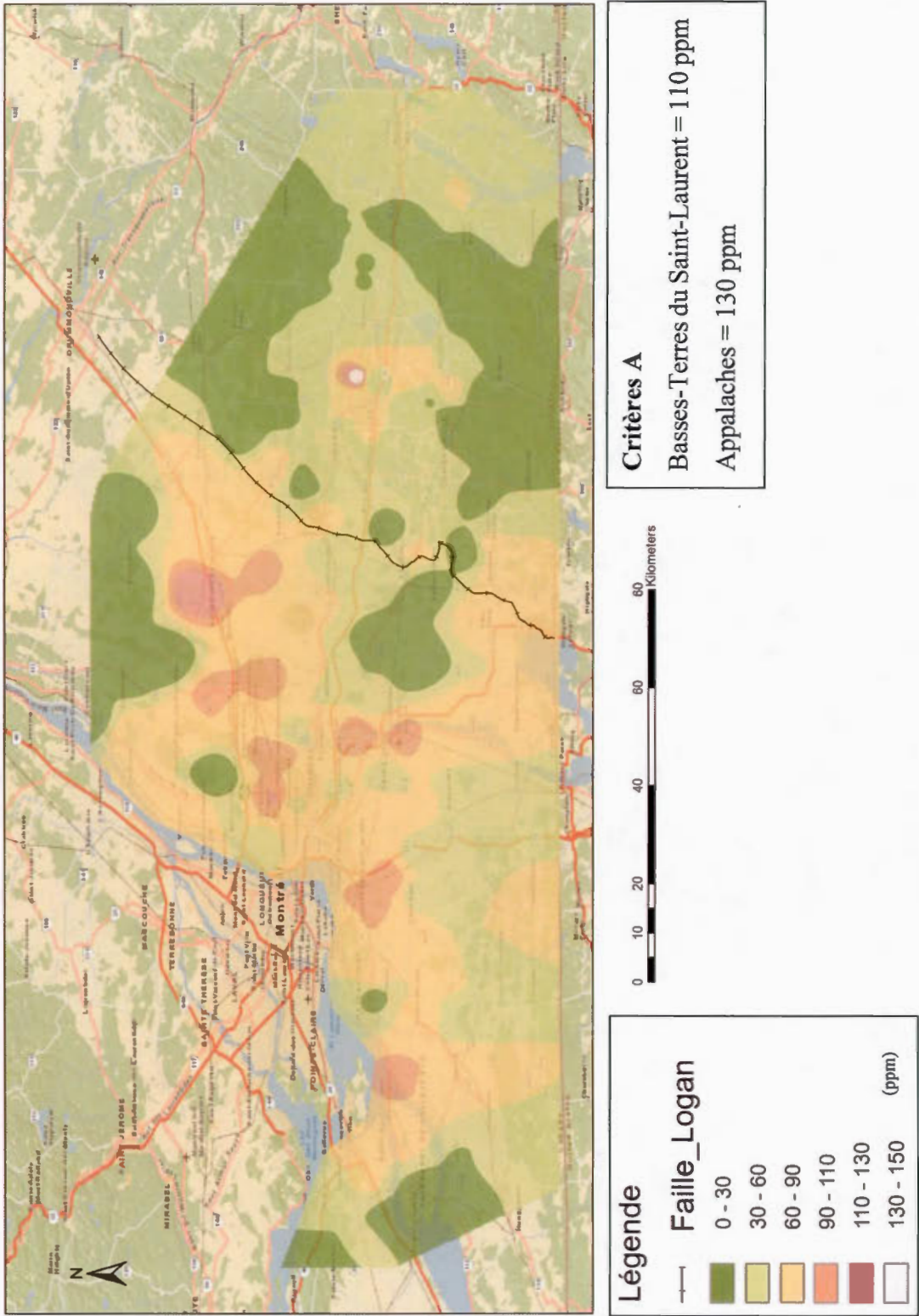
G8. Carte géochimique de la concentration du nickel dans les sols



G9. Carte géochimique de la concentration du plomb dans les sols



G10. Carte géochimique de la concentration du zinc dans les sols



ANNEXE H

MATRICES DES COEFFICIENTS DE CORRÉLATIONS LINÉAIRES DES ETM ET DES PARAMÈTRES DE BASE

Annexe H1. Matrices des coefficients de corrélation linéaire sans analyse graphique
et isolation des anomalies

Totalité du territoire (n = 140)										
	As	Zn	Cd	Pb	Ni	Fe	Mn	Cr	Cu	Al
As	1,00									
Zn	0,31	1,00								
Cd	0,30	0,49	1,00							
Pb	0,11	0,15	0,02	1,00						
Ni	0,42	0,25	0,32	-0,03	1,00					
Fe	0,41	0,87	0,56	0,13	0,37	1,00				
Mn	0,47	0,46	0,41	0,07	0,30	0,46	1,00			
Cr	0,19	0,51	0,61	-0,03	0,68	0,61	0,31	1,00		
Cu	0,36	0,51	0,50	0,13	0,41	0,56	0,42	0,65	1,00	
Al	0,18	0,65	0,67	0,02	0,37	0,70	0,36	0,85	0,67	1,00
% sable	0,00	-0,45	-0,53	0,03	-0,27	-0,52	-0,21	-0,64	-0,51	-0,67
% argile	0,05	0,50	0,71	-0,15	0,29	0,54	0,18	0,75	0,65	0,79
% M.O.	0,12	0,30	0,22	0,03	0,03	0,31	0,19	0,19	0,18	0,31

Basses-Terres du Saint-Laurent (n = 82)										
	As	Zn	Cd	Pb	Ni	Fe	Mn	Cr	Cu	Al
As	1,00									
Zn	0,62	1,00								
Cd	0,51	0,44	1,00							
Pb	0,31	0,31	0,06	1,00						
Ni	0,64	0,61	0,61	0,16	1,00					
Fe	0,61	0,91	0,52	0,27	0,69	1,00				
Mn	0,50	0,52	0,51	0,10	0,61	0,56	1,00			
Cr	0,55	0,58	0,60	0,16	0,96	0,69	0,60	1,00		
Cu	0,58	0,53	0,44	0,16	0,79	0,56	0,53	0,71	1,00	
Al	0,67	0,66	0,63	0,18	0,94	0,75	0,63	0,94	0,72	1,00
% sable	-0,57	-0,60	-0,55	-0,07	-0,72	-0,72	-0,51	-0,67	-0,58	-0,69
% argile	0,44	0,51	0,68	-0,16	0,78	0,61	0,35	0,75	0,65	0,79
% M.O.	0,19	0,15	0,14	0,06	0,18	0,22	0,30	0,19	0,22	0,20

Appalaches (n = 58)										
	As	Zn	Cd	Pb	Ni	Fe	Mn	Cr	Cu	Al
As	1,00									
Zn	0,39	1,00								
Cd	0,63	0,45	1,00							
Pb	0,03	0,21	0,13	1,00						
Ni	0,37	0,03	0,16	-0,07	1,00					
Fe	0,59	0,76	0,54	0,19	0,21	1,00				
Mn	0,46	0,56	0,54	0,05	0,13	0,50	1,00			
Cr	0,38	0,03	0,19	-0,07	0,96	0,21	0,10	1,00		
Cu	0,61	0,30	0,55	0,30	0,18	0,42	0,47	0,14	1,00	
Al	0,15	0,46	0,56	0,08	-0,14	0,44	0,21	-0,05	0,13	1,00
% sable	0,18	0,14	-0,10	-0,01	0,00	0,09	0,00	-0,12	-0,03	-0,24
% argile	-0,04	-0,16	0,06	-0,17	-0,03	-0,24	0,13	0,03	0,08	0,03
% M.O.	0,21	0,56	0,40	0,08	-0,11	0,44	0,08	0,00	-0,07	0,65

Annexe H2. Matrices des coefficients de corrélation linéaire avec analyse graphique
et isolation des anomalies

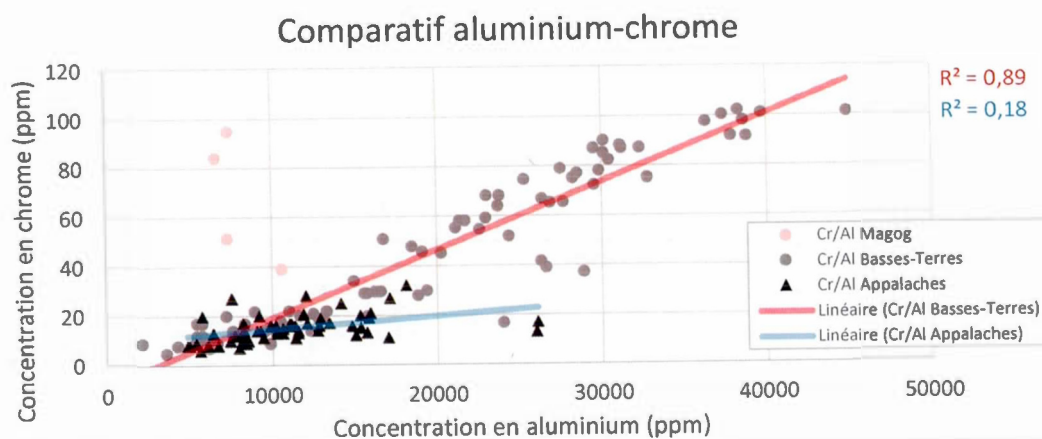
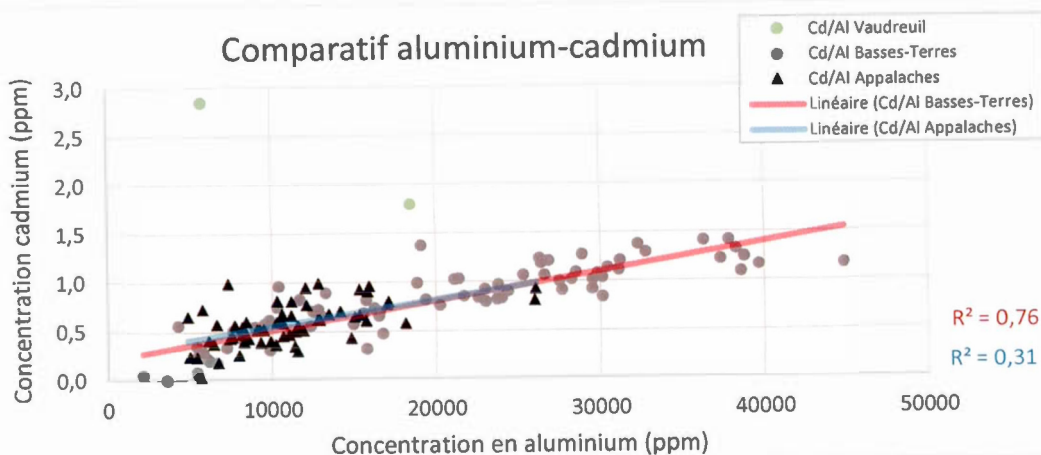
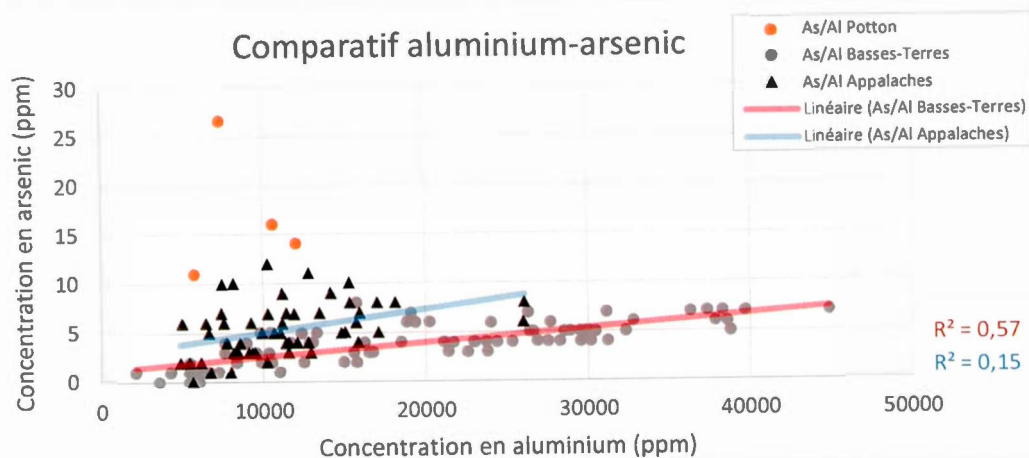
Basses-Terres du Saint-Laurent – corrigé (n = 82)										
	As	Zn	Cd	Pb	Ni	Fe	Mn	Cr	Cu	Al
As	1,00									
Zn	0,64	1,00								
Cd	0,82	0,83	1,00							
Pb	0,27	0,31	0,19	1,00						
Ni	0,73	0,62	0,85	0,19	1,00					
Fe	0,78	0,92	0,93	0,29	0,87	1,00				
Mn	0,56	0,53	0,71	0,11	0,61	0,65	1,00			
Cr	0,63	0,59	0,80	0,19	0,96	0,81	0,59	1,00		
Cu	0,71	0,68	0,72	0,23	0,86	0,74	0,46	0,75	1,00	
Al	0,75	0,77	0,87	0,21	0,93	0,88	0,63	0,94	0,75	1,00
% sable	-0,66	-0,60	-0,79	-0,07	-0,72	-0,82	-0,51	-0,67	-0,63	-0,69
% argile	0,44	0,51	0,73	-0,17	0,78	0,79	0,35	0,75	0,66	0,79
% M.O.	0,52	0,60	0,54	0,26	0,46	0,57	0,57	0,52	0,28	0,55

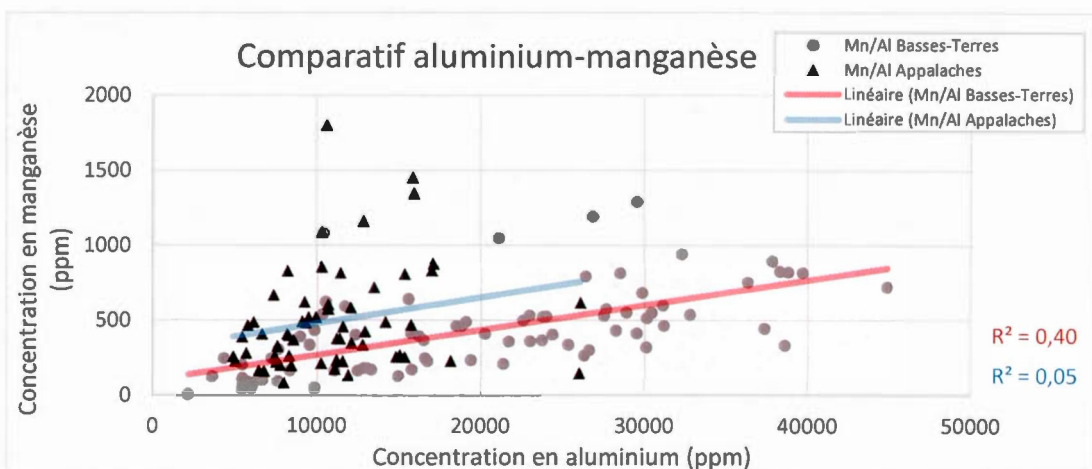
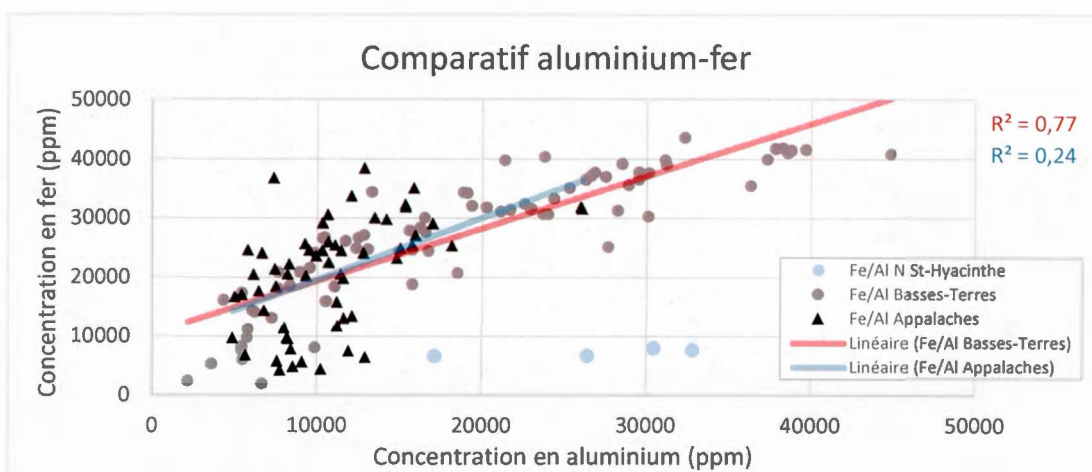
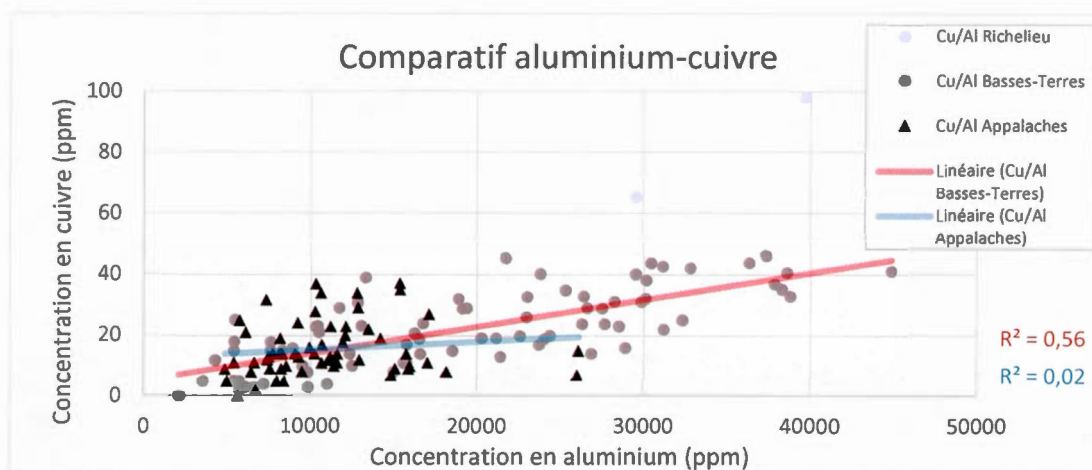
Appalaches – corrigé (n = 58)										
	As	Zn	Cd	Pb	Ni	Fe	Mn	Cr	Cu	Al
As	1,00									
Zn	0,51	1,00								
Cd	0,56	0,45	1,00							
Pb	0,53	0,50	0,39	1,00						
Ni	0,46	0,09	0,42	0,09	1,00					
Fe	0,56	0,79	0,58	0,42	0,43	1,00				
Mn	0,42	0,54	0,55	0,31	0,26	0,54	1,00			
Cr	0,36	0,10	0,49	0,01	0,77	0,32	0,26	1,00		
Cu	0,55	0,39	0,56	0,42	0,59	0,46	0,39	0,30	1,00	
Al	0,39	0,43	0,56	0,15	0,47	0,49	0,22	0,42	0,13	1,00
% sable	0,20	0,14	-0,10	0,26	-0,20	0,03	0,00	-0,32	-0,03	-0,24
% argile	-0,17	-0,20	0,05	-0,26	0,05	-0,14	0,14	0,17	0,10	0,06
% M.O.	0,26	0,52	0,40	0,20	0,05	0,45	0,10	0,24	0,10	0,65

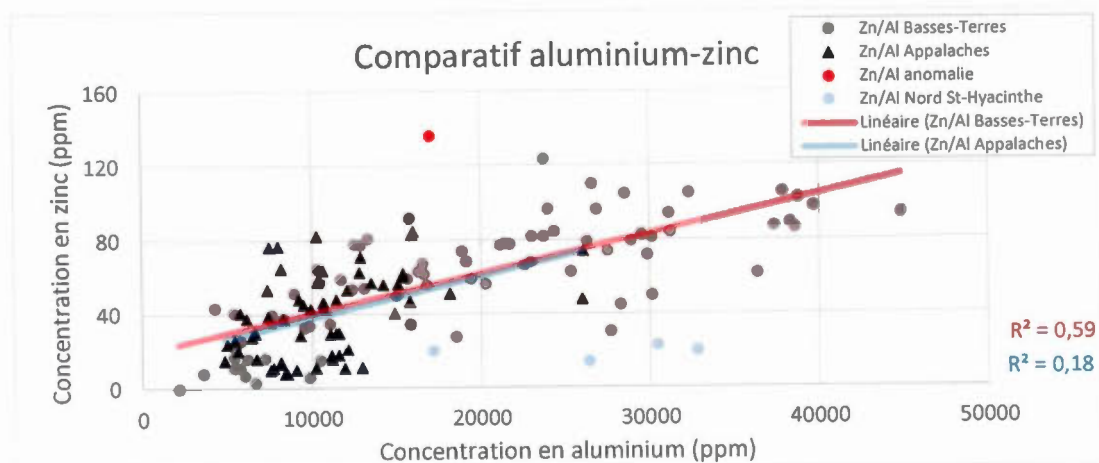
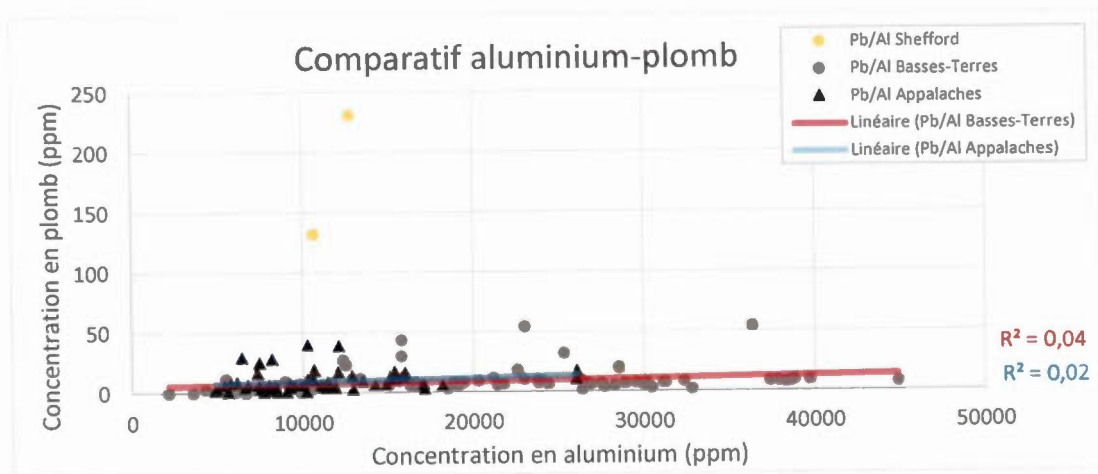
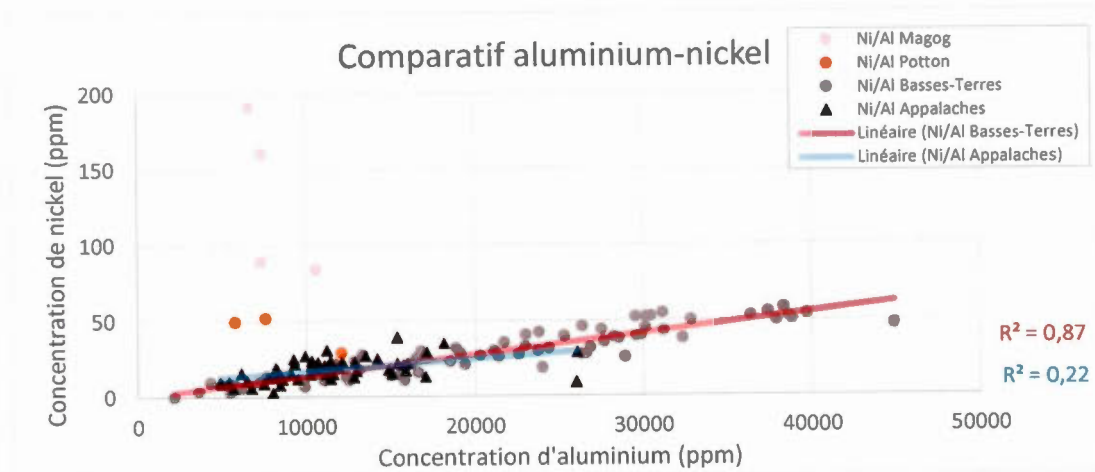
ANNEXE I

GRAPHIQUES DE CORRÉLATIONS ENTRE LES ETM

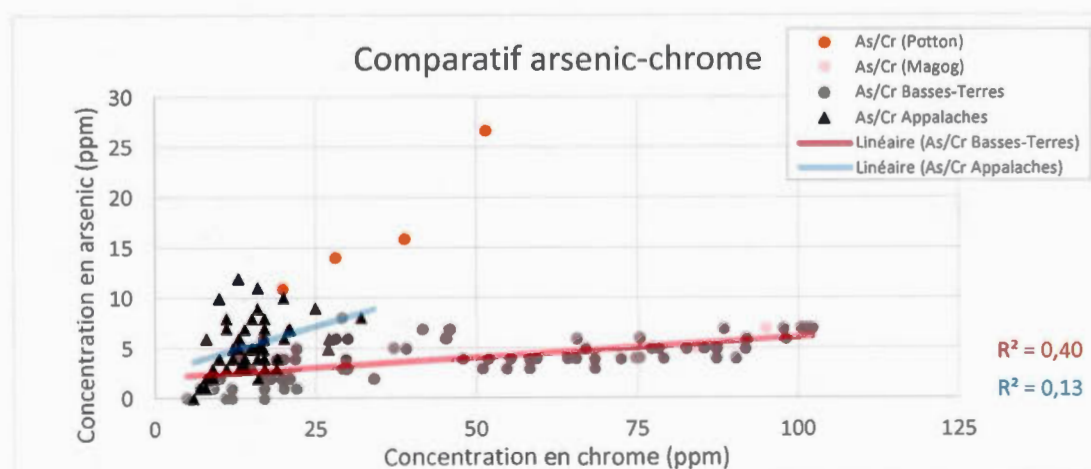
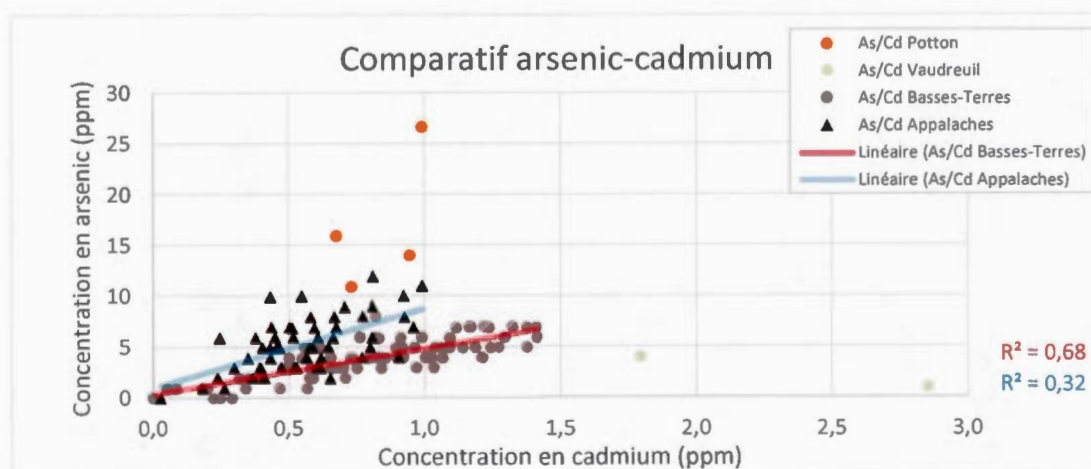
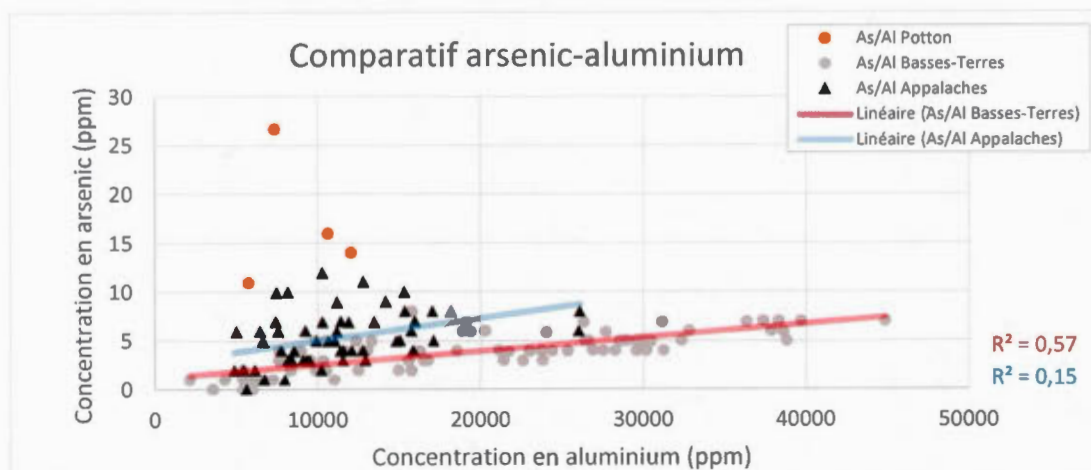
Annexe I1. Graphiques de corrélation pour l'aluminium

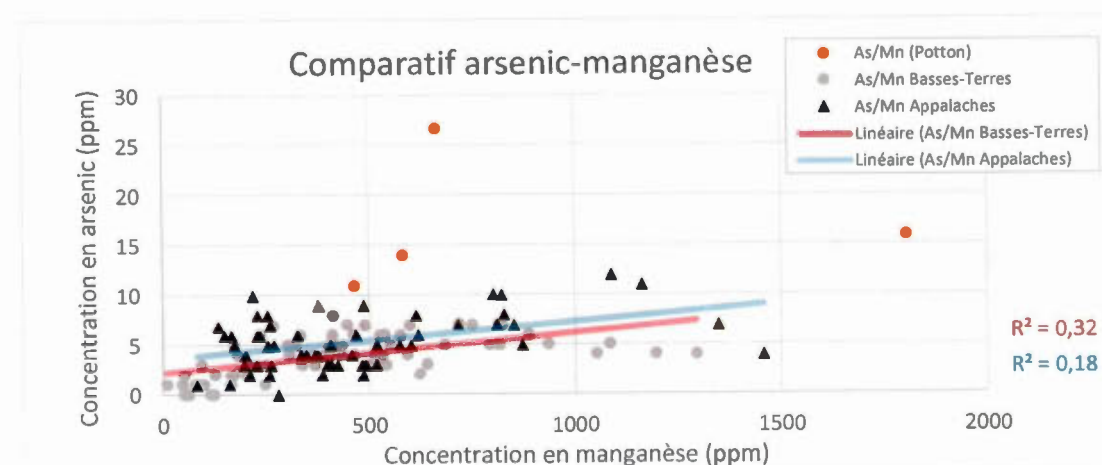
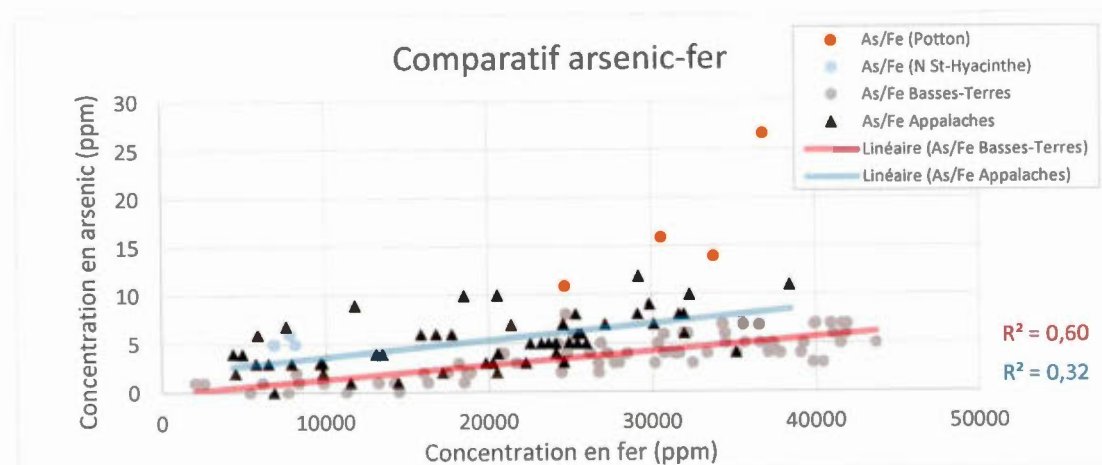
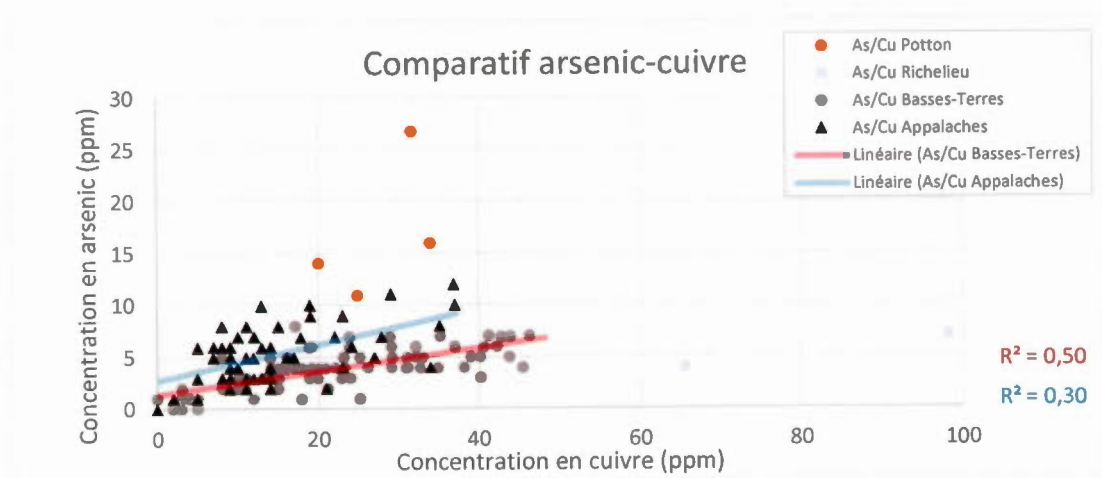


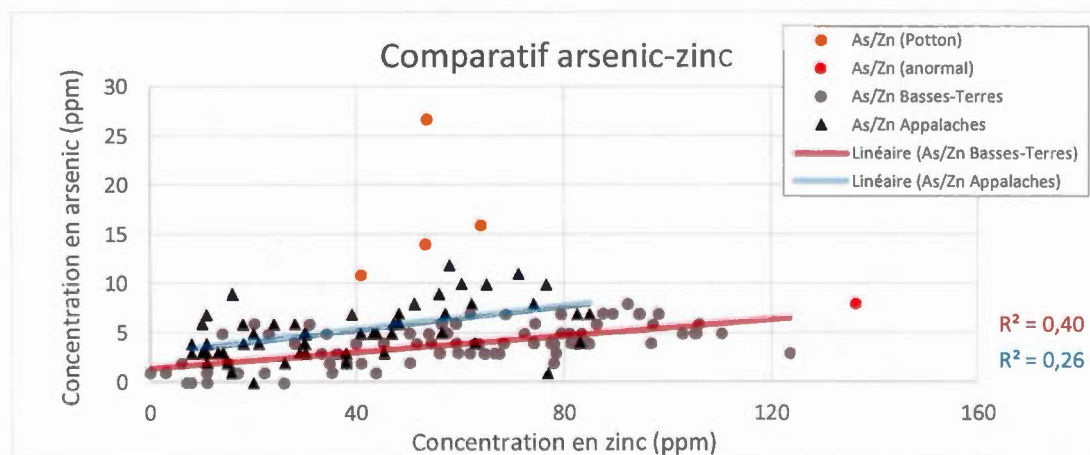
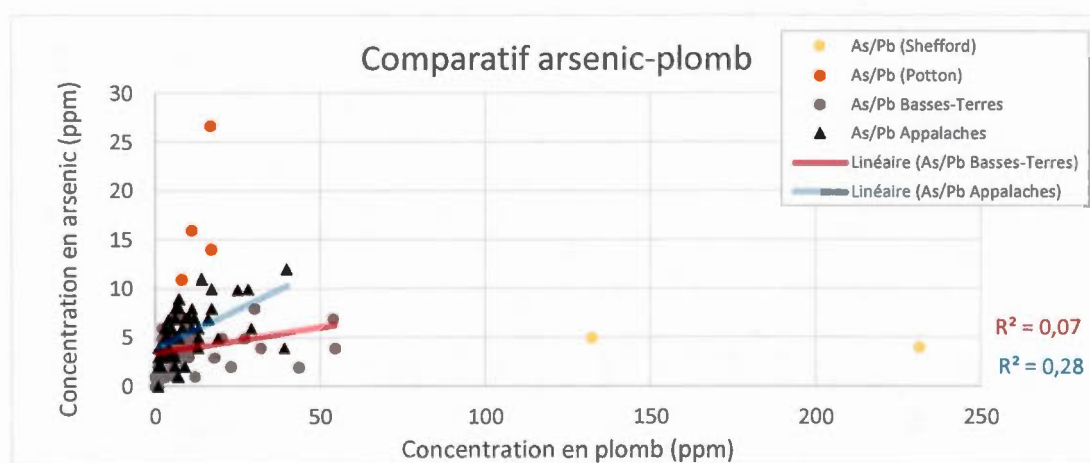
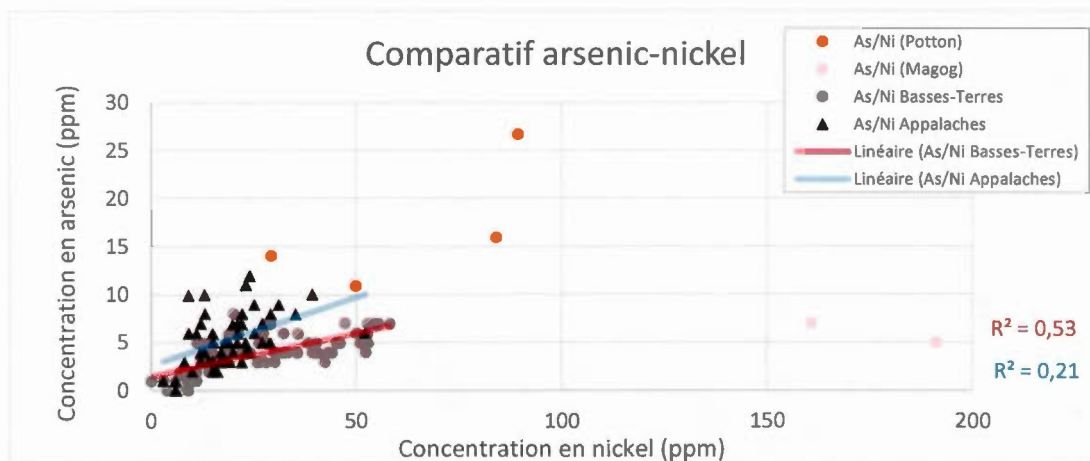




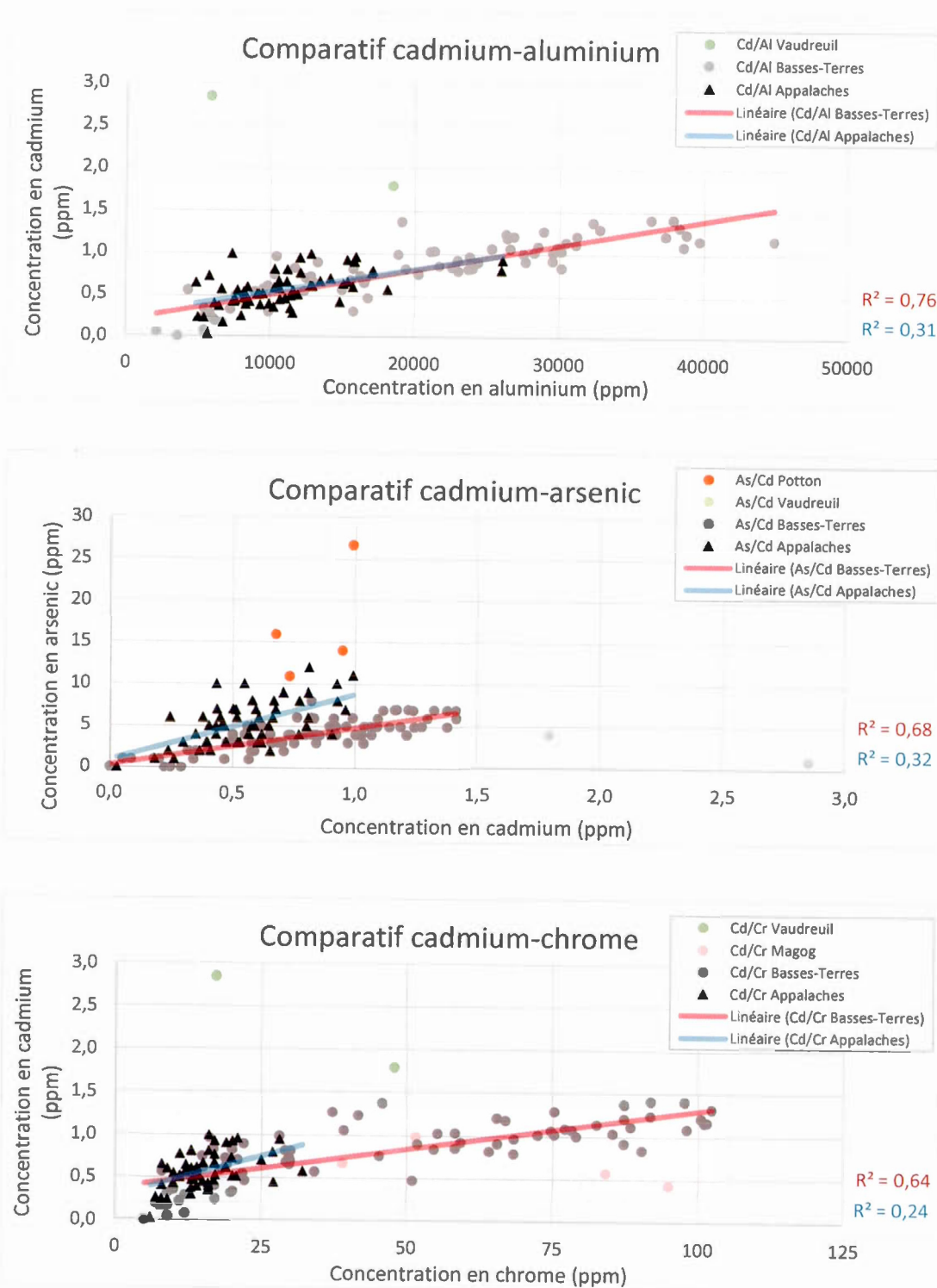
Annexe I2. Graphiques de corrélation pour l'arsenic

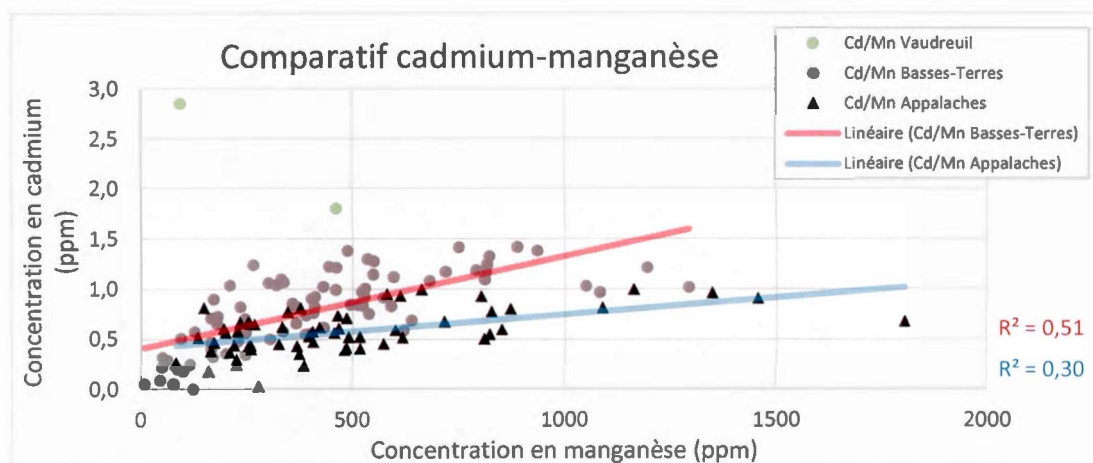
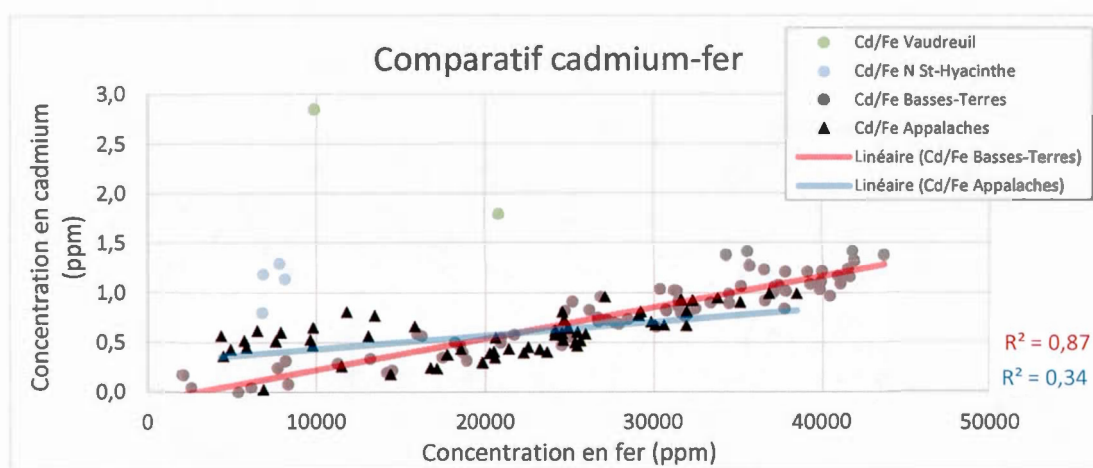
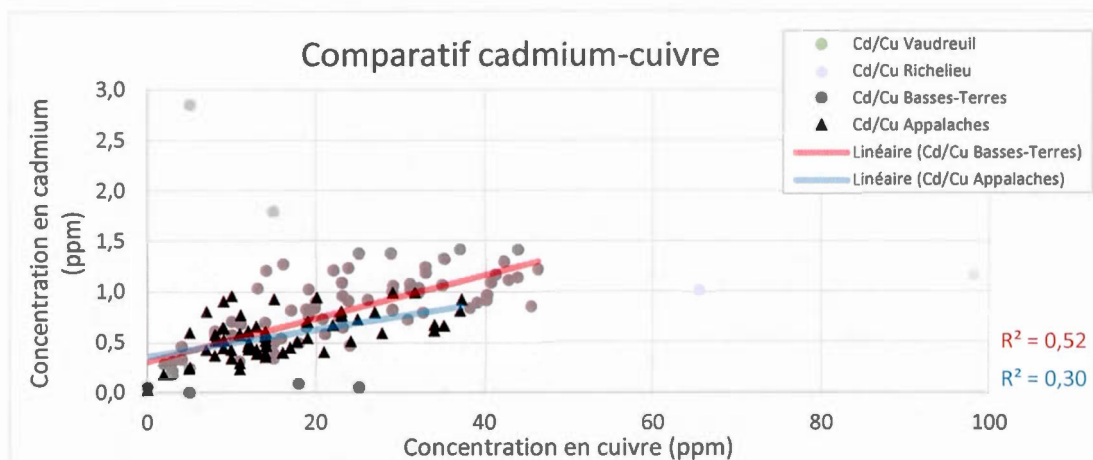


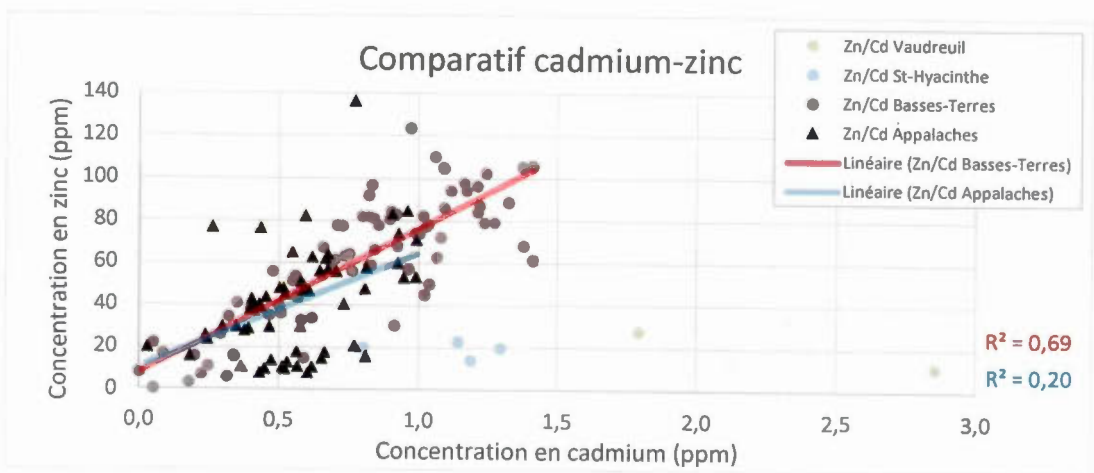
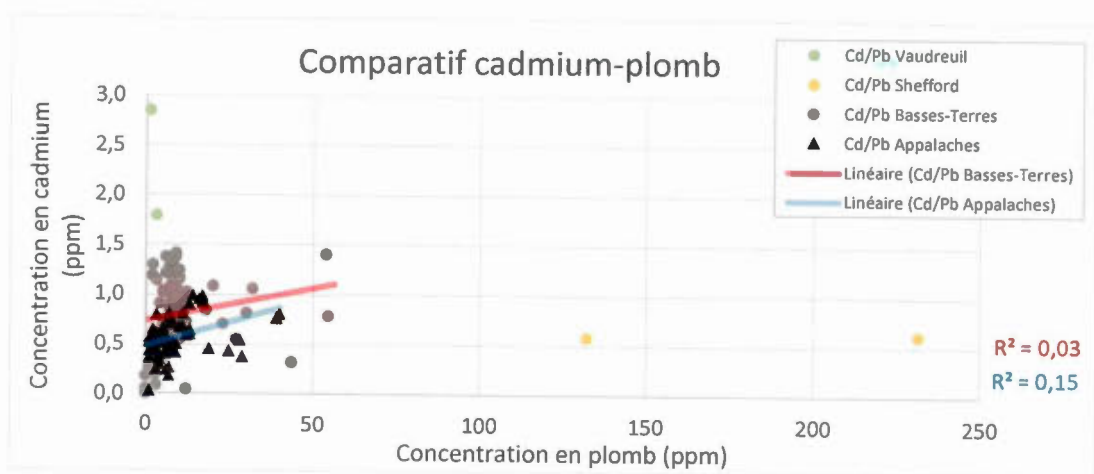
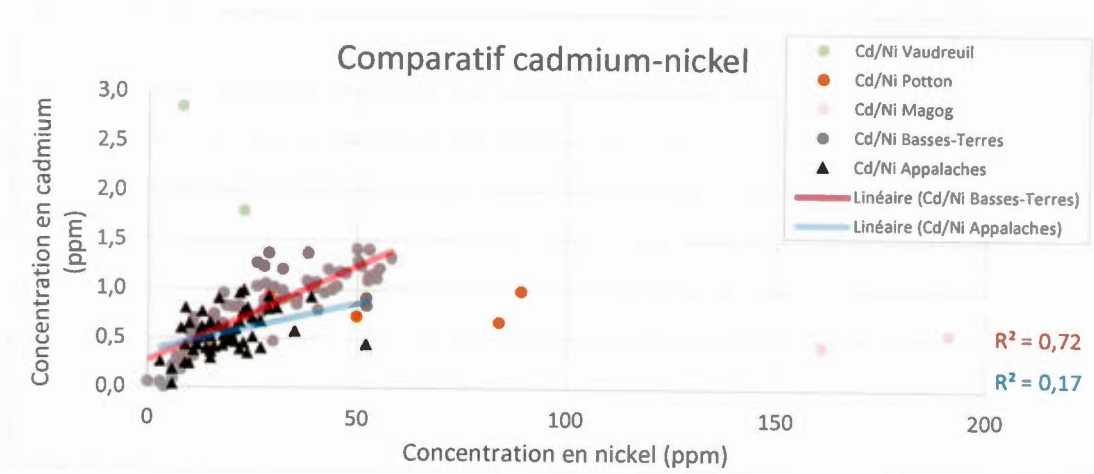




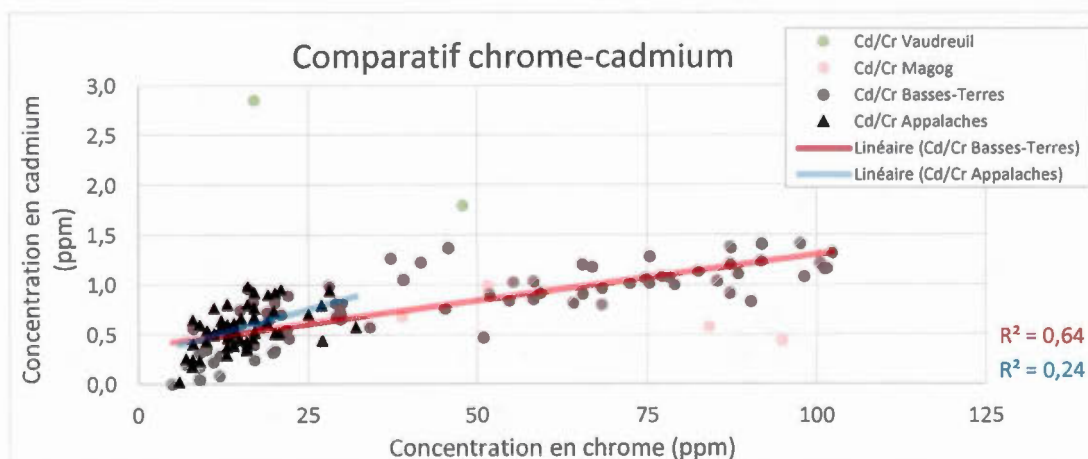
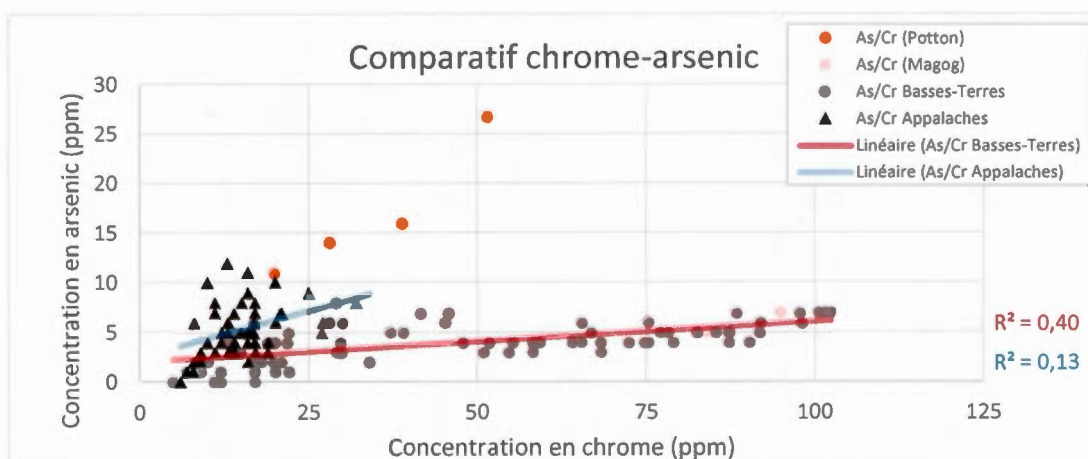
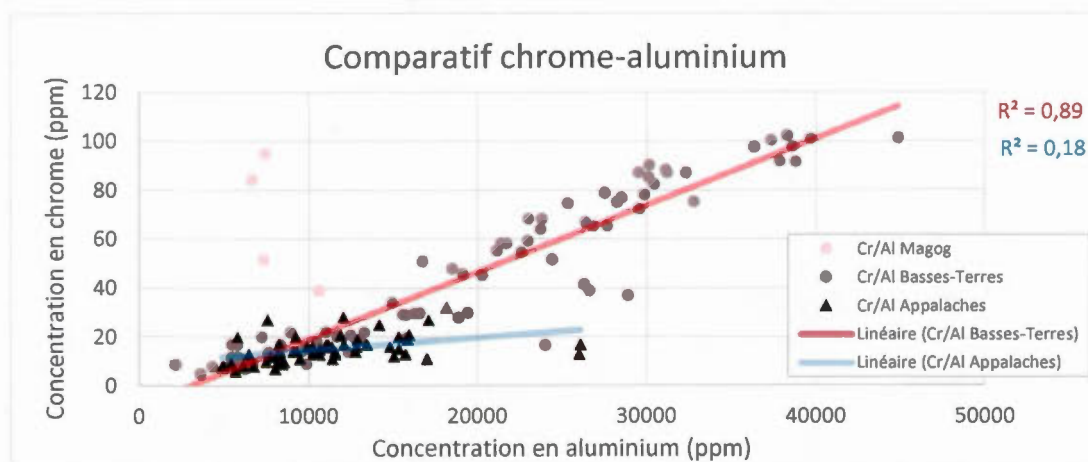
Annexe I3. Graphiques de corrélation pour le cadmium

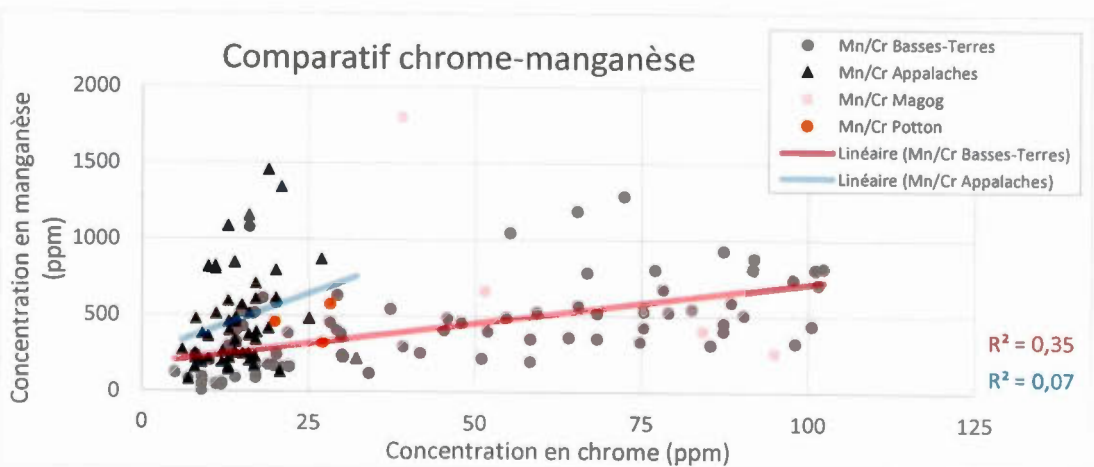
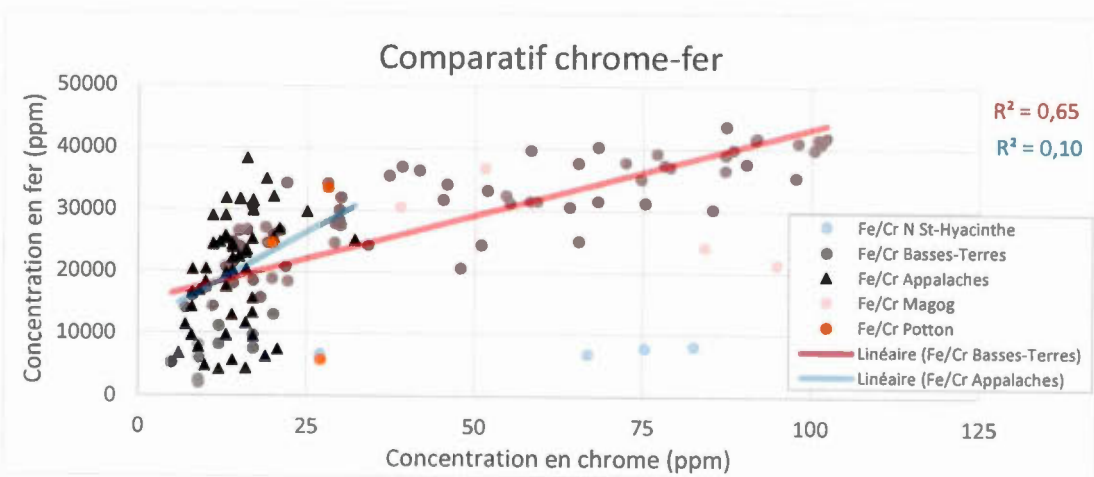
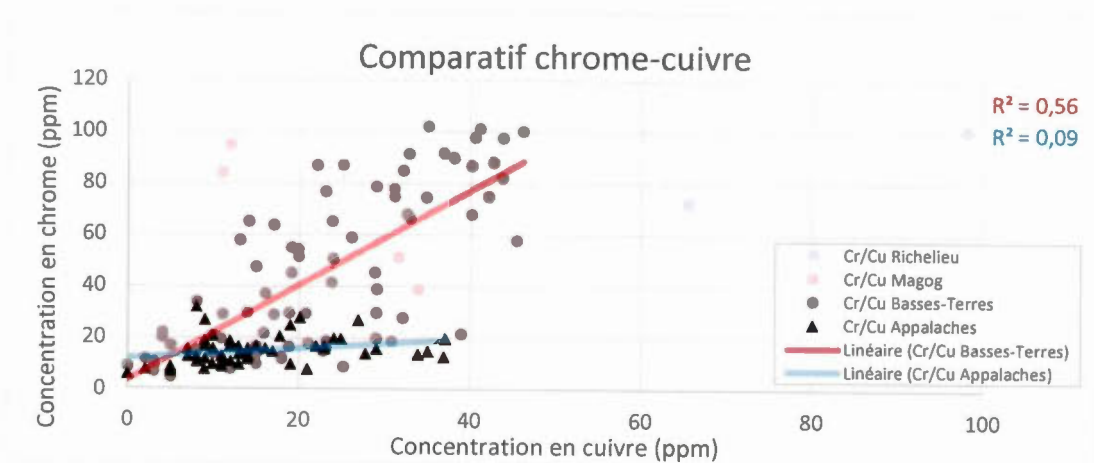


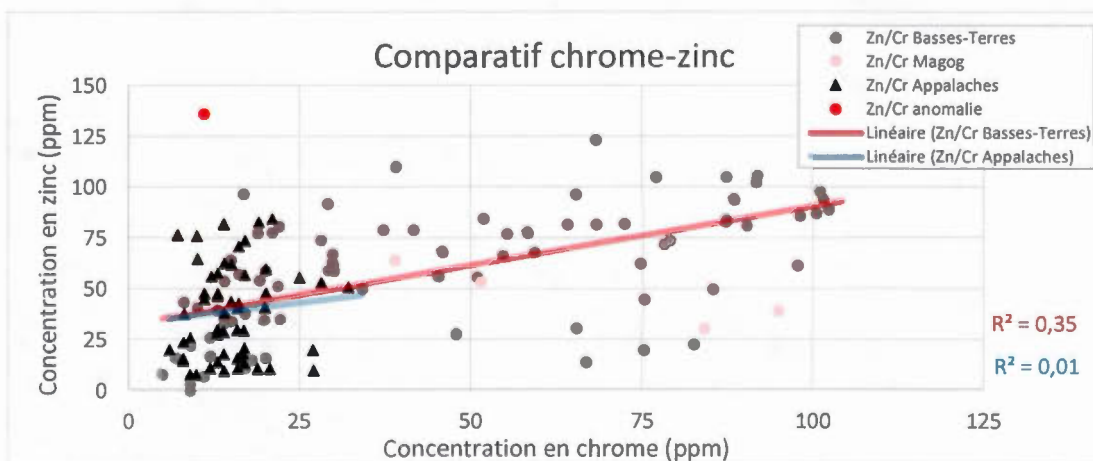
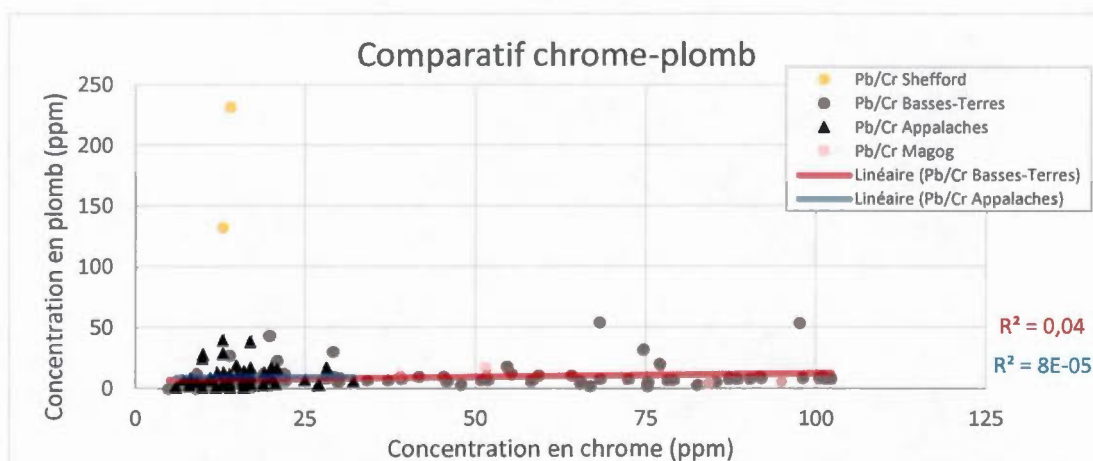
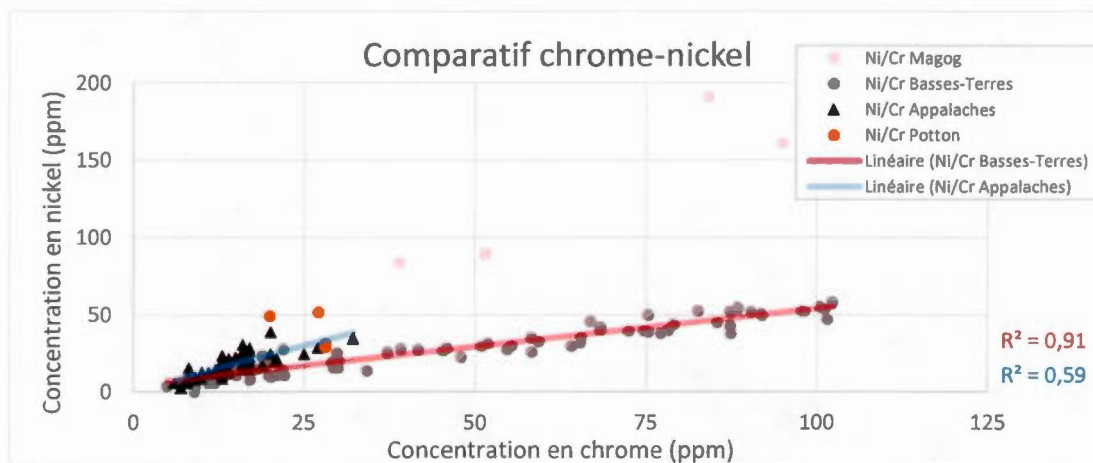




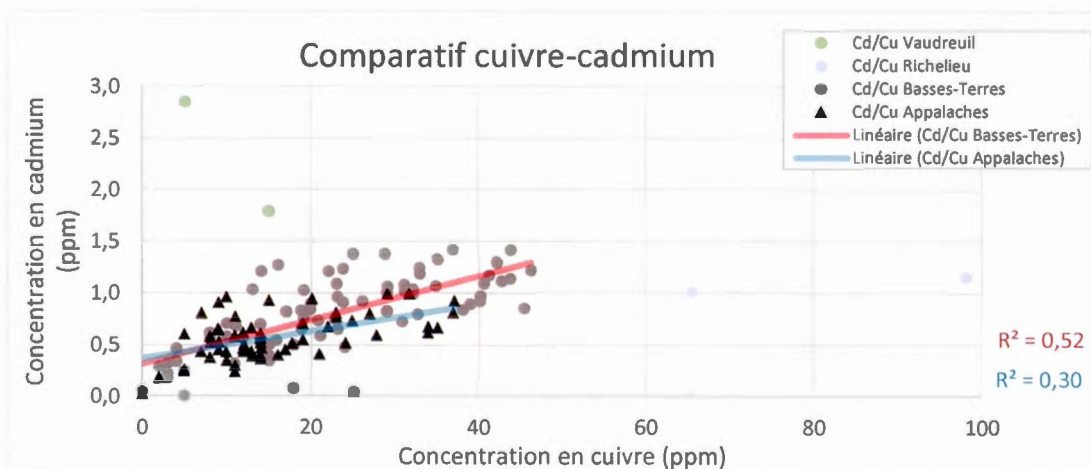
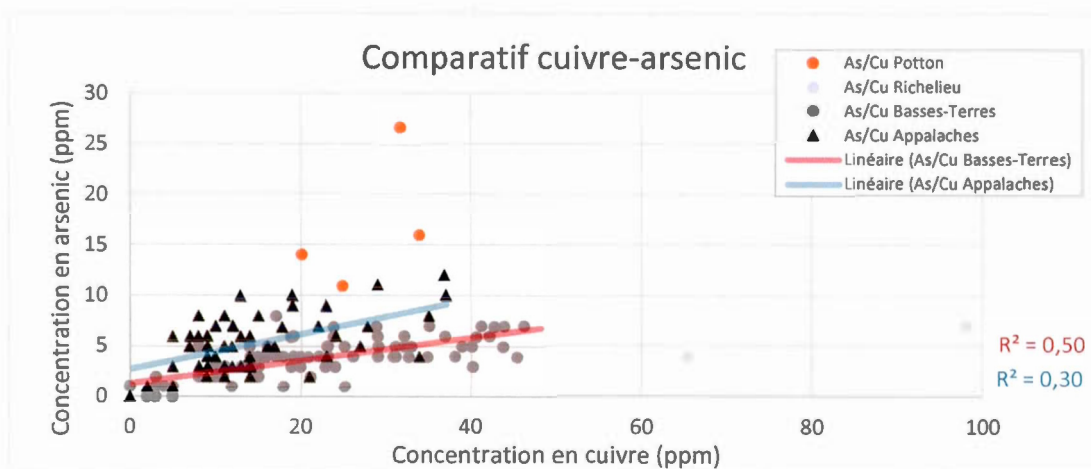
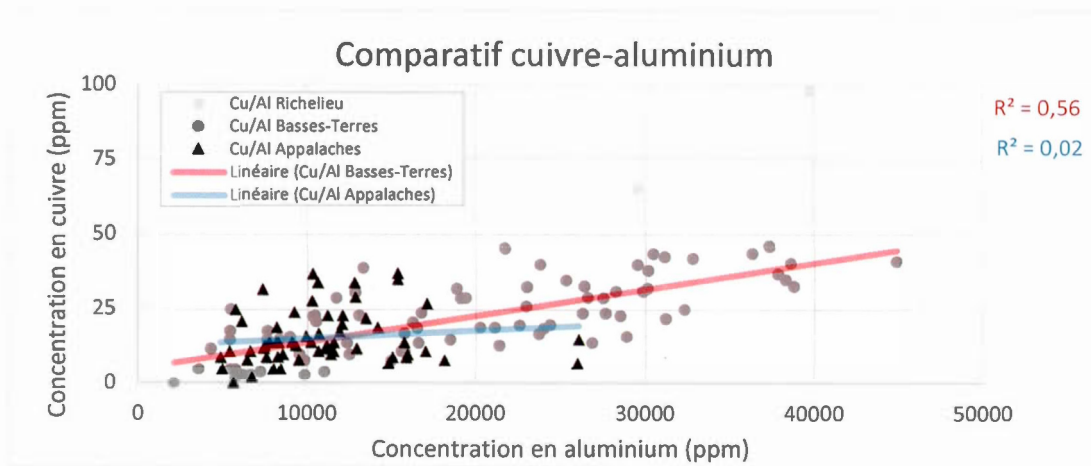
Annexe I4. Graphiques de corrélation pour le chrome

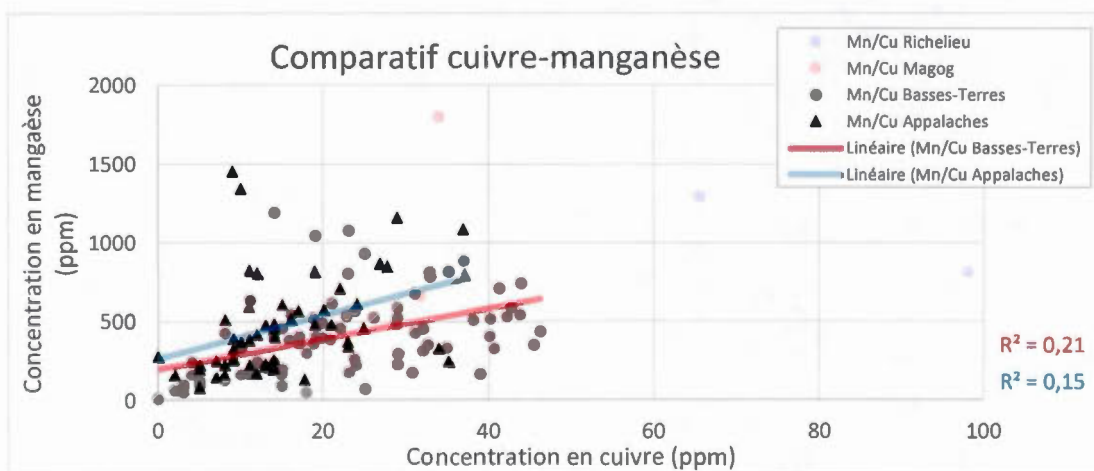
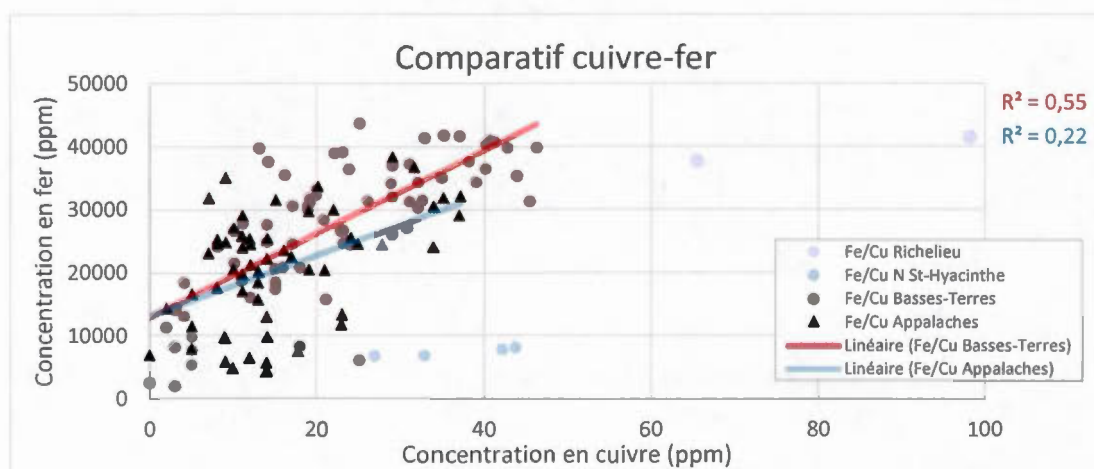
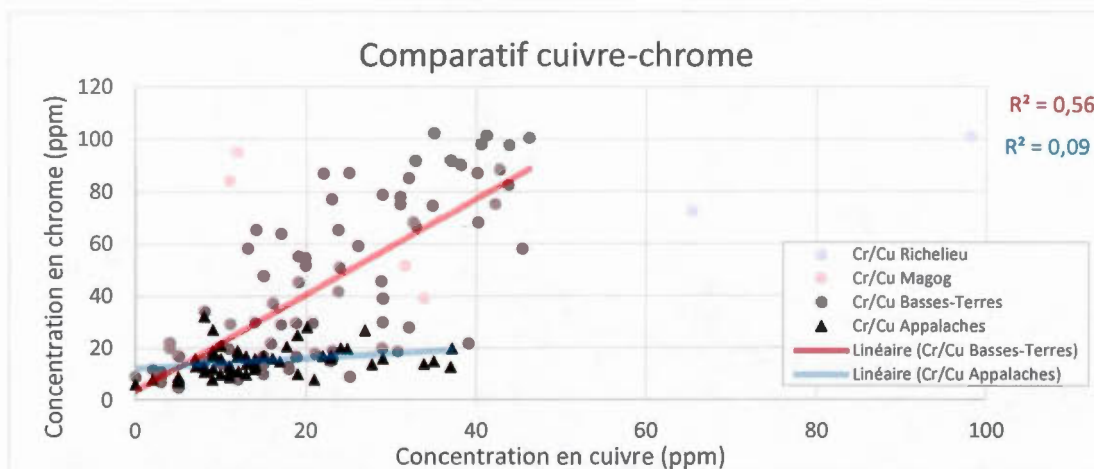


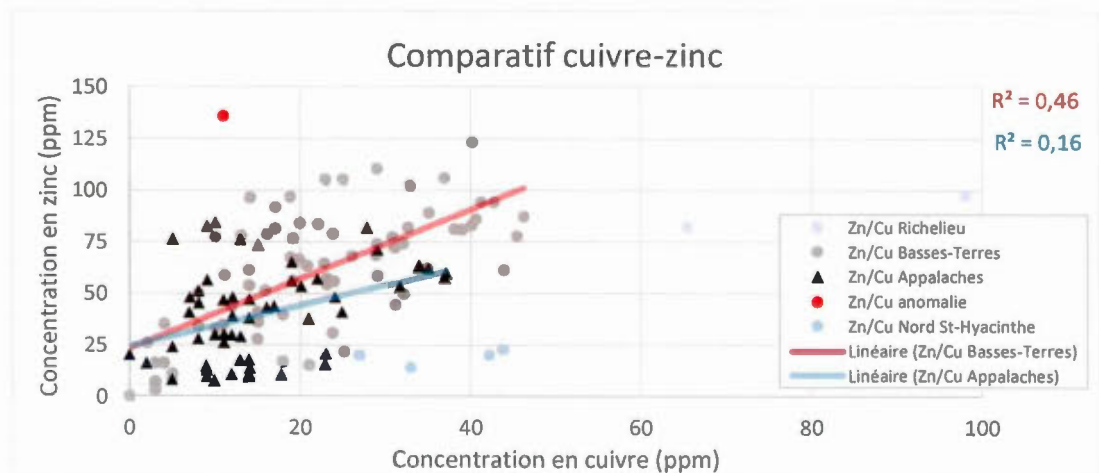
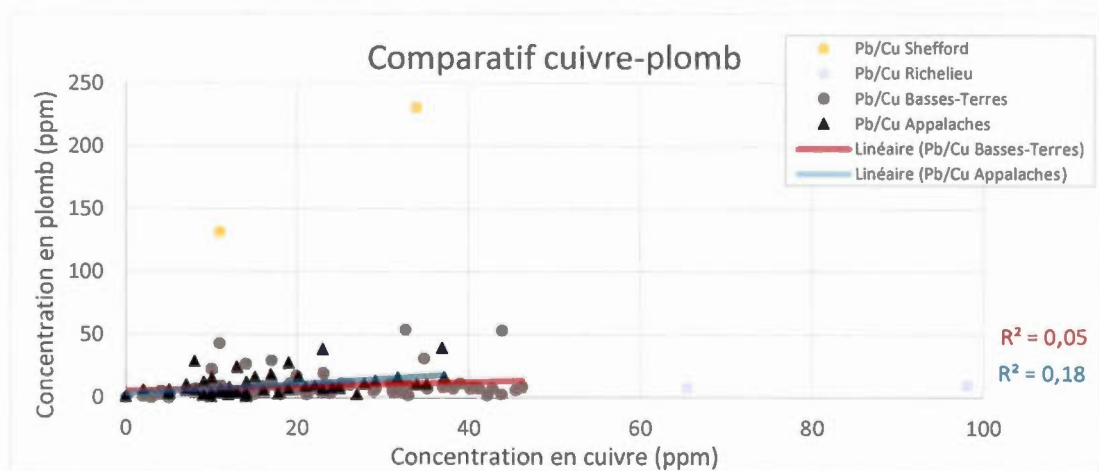
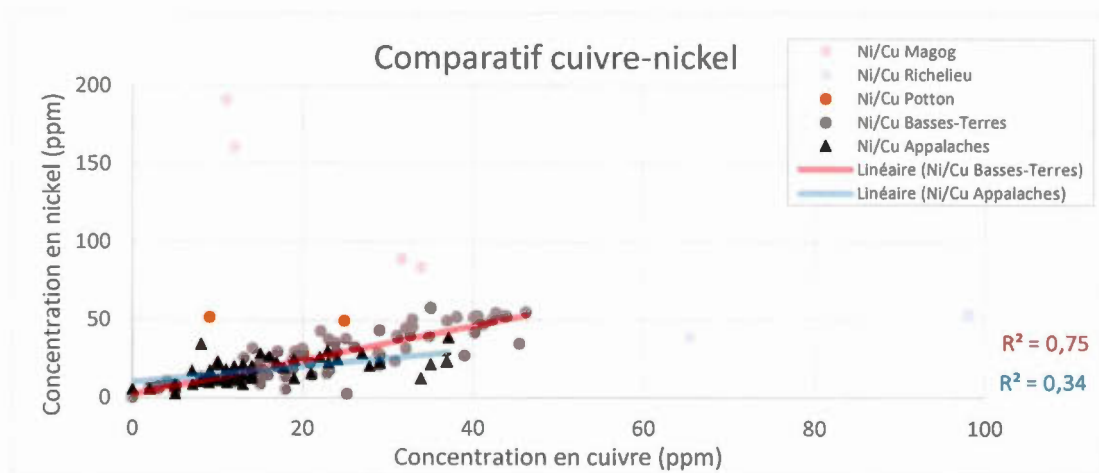




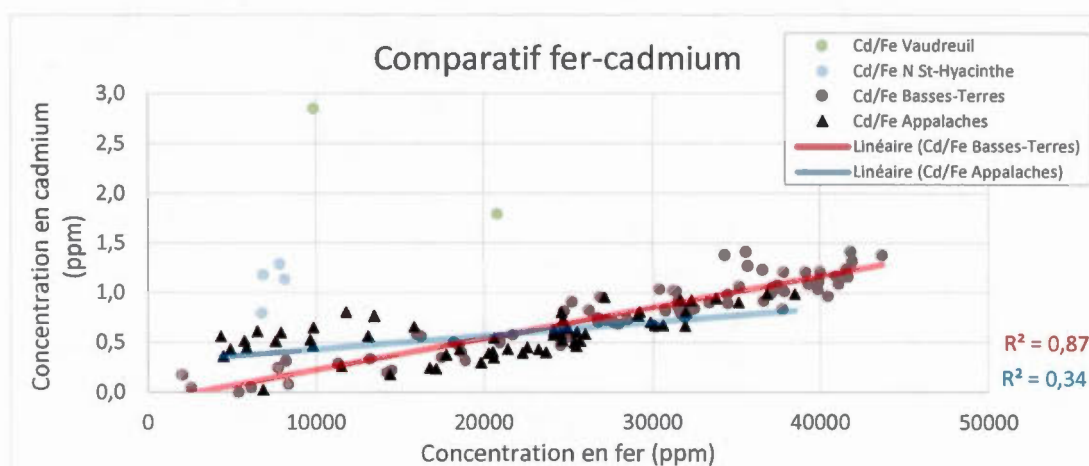
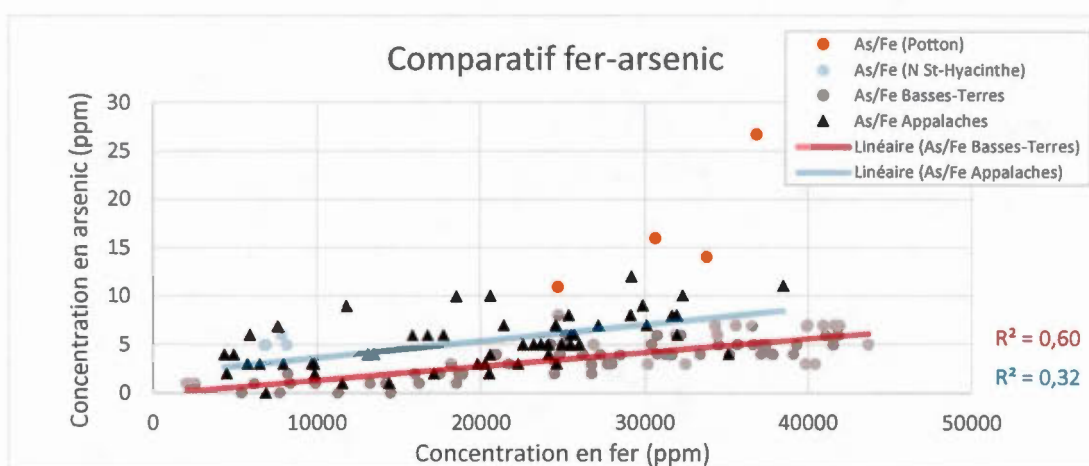
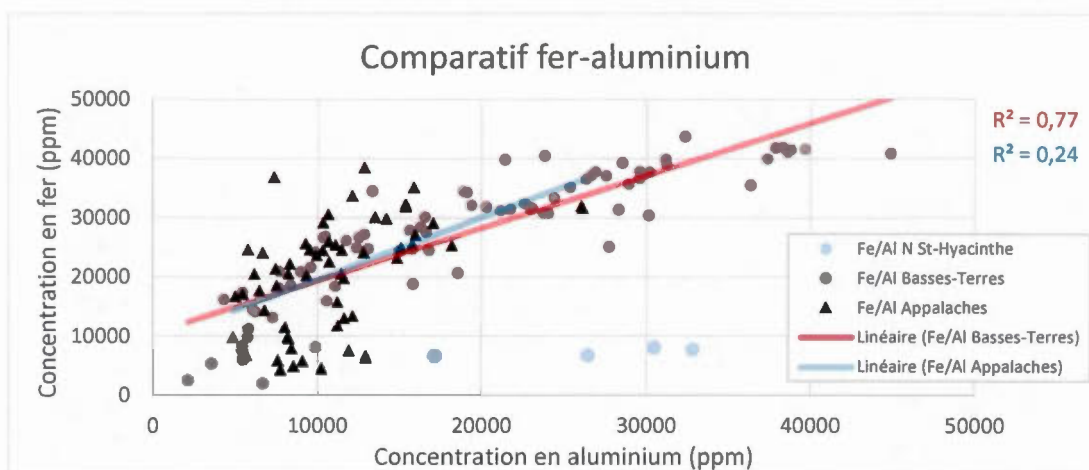
Annexe I5. Graphiques de corrélation pour le cuivre

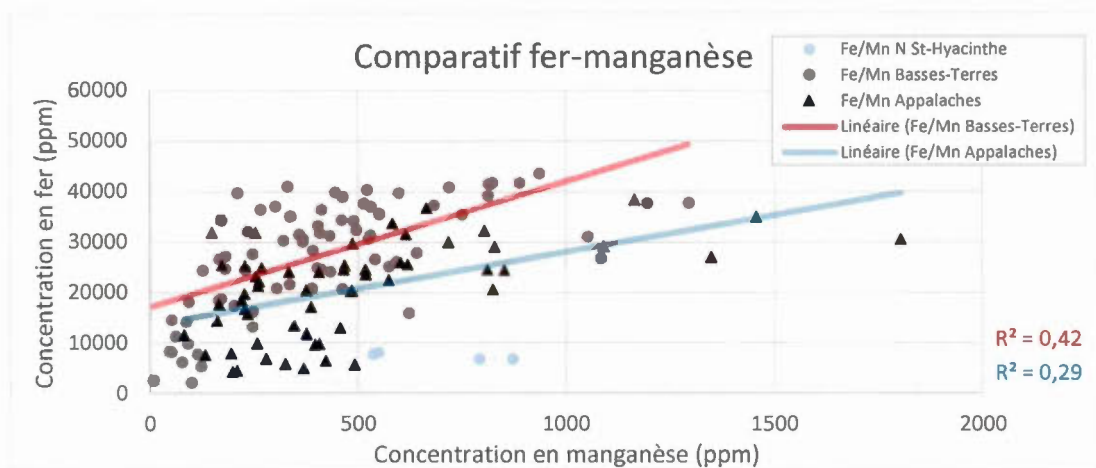
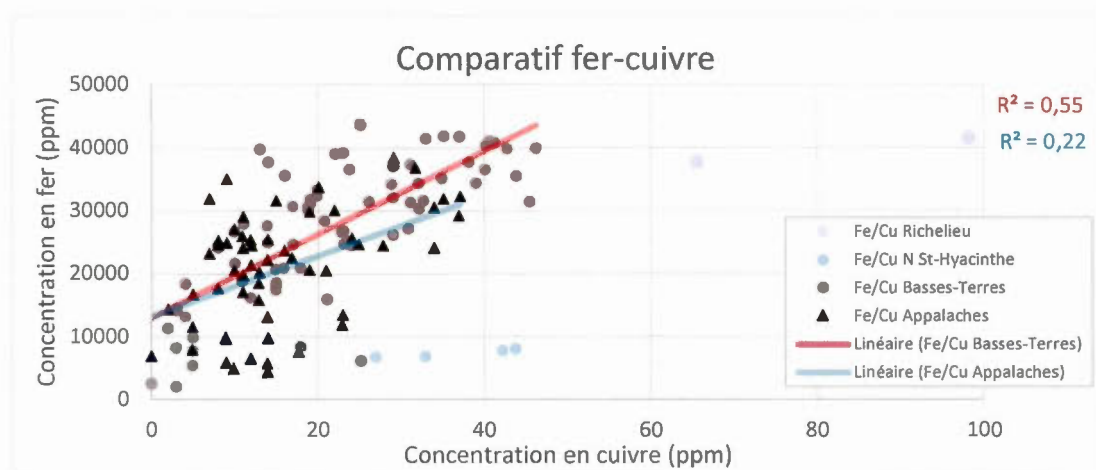
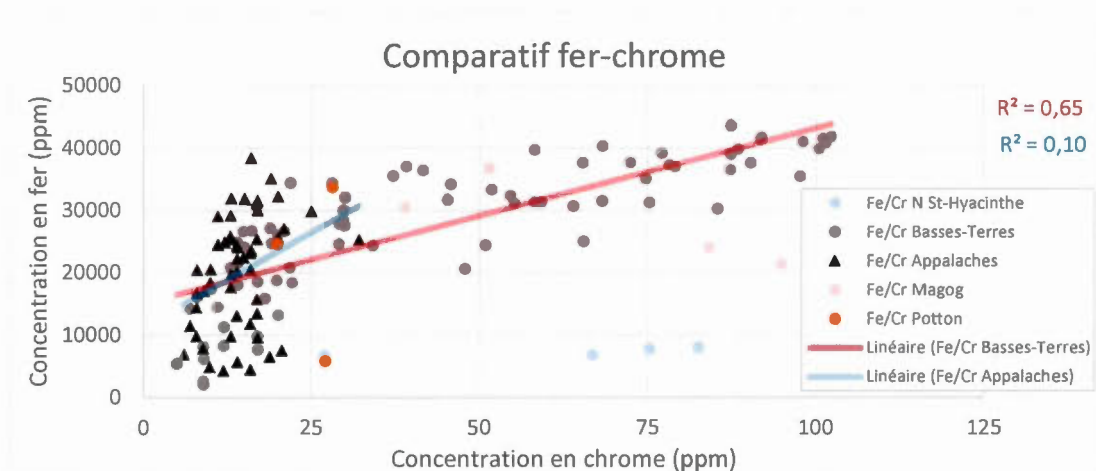


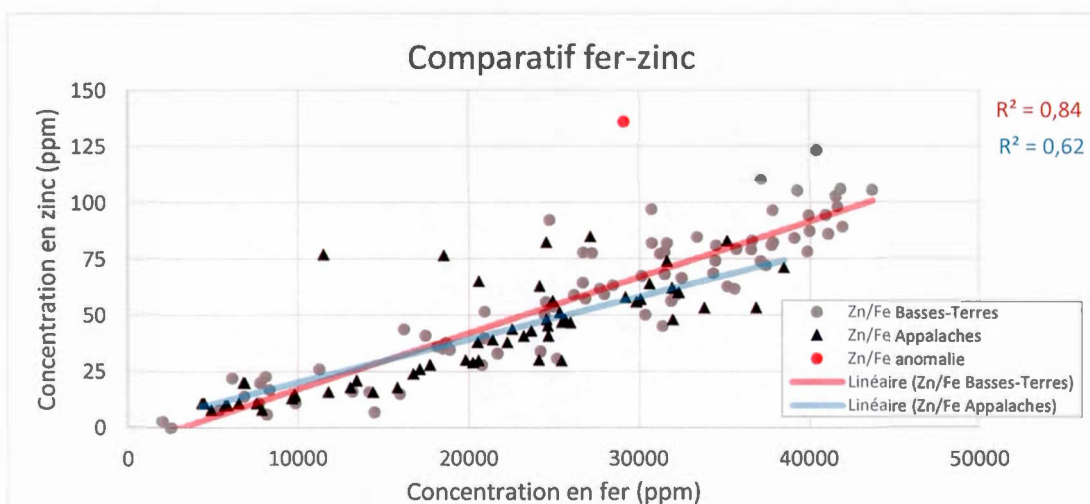
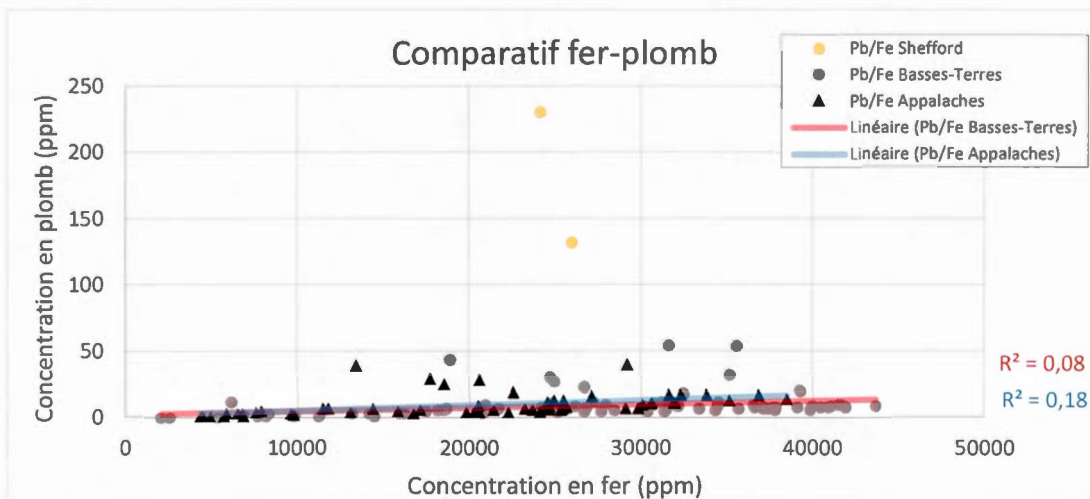
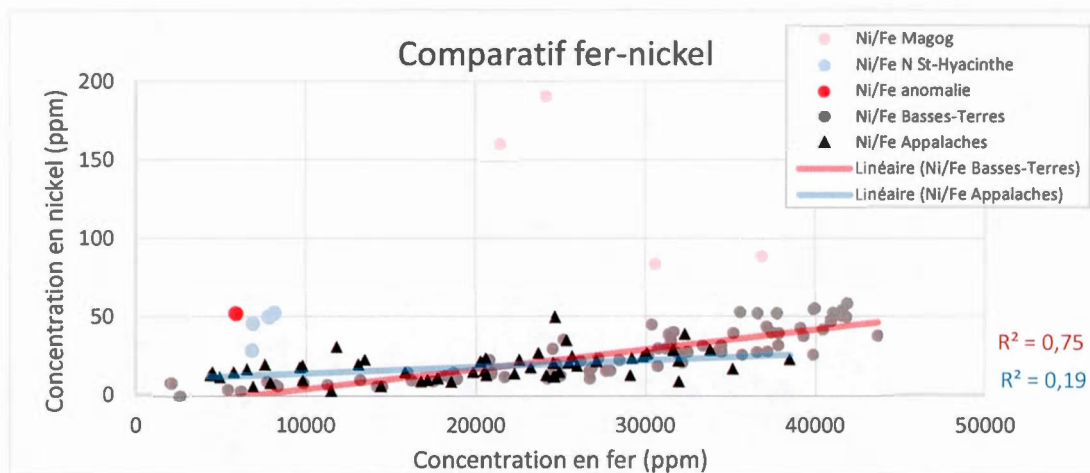




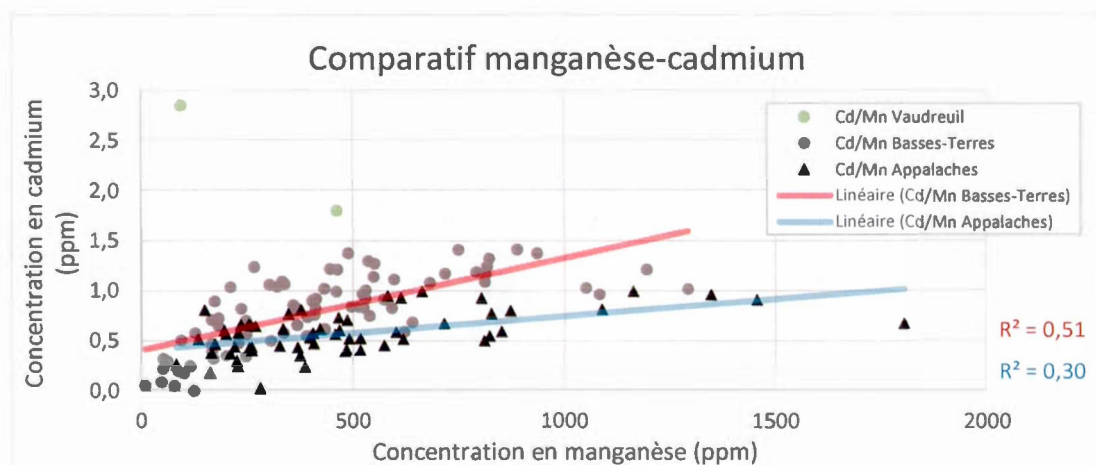
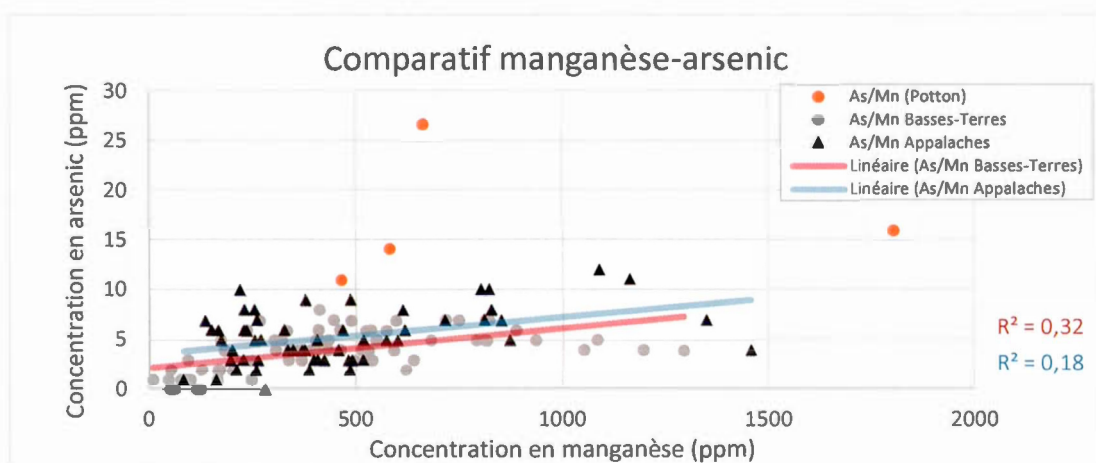
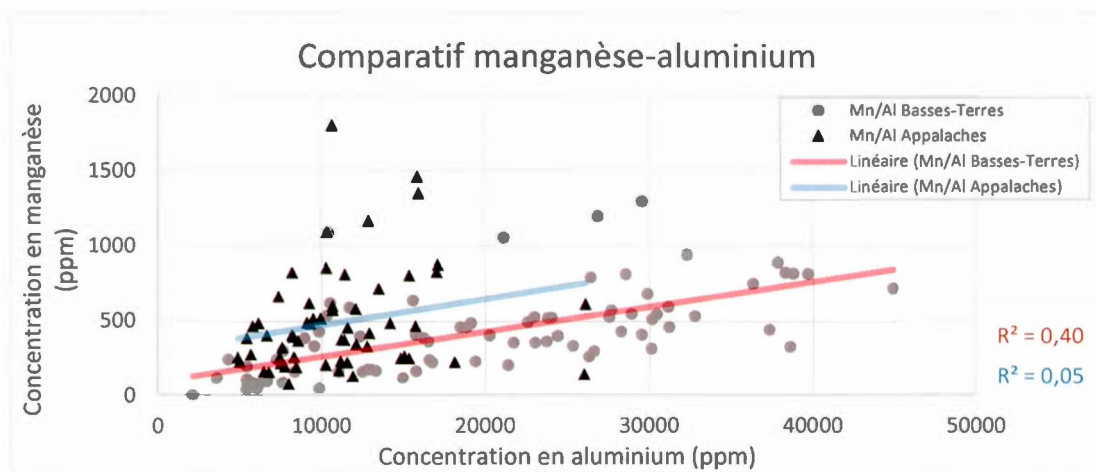
Annexe I6. Graphiques de corrélation pour le fer

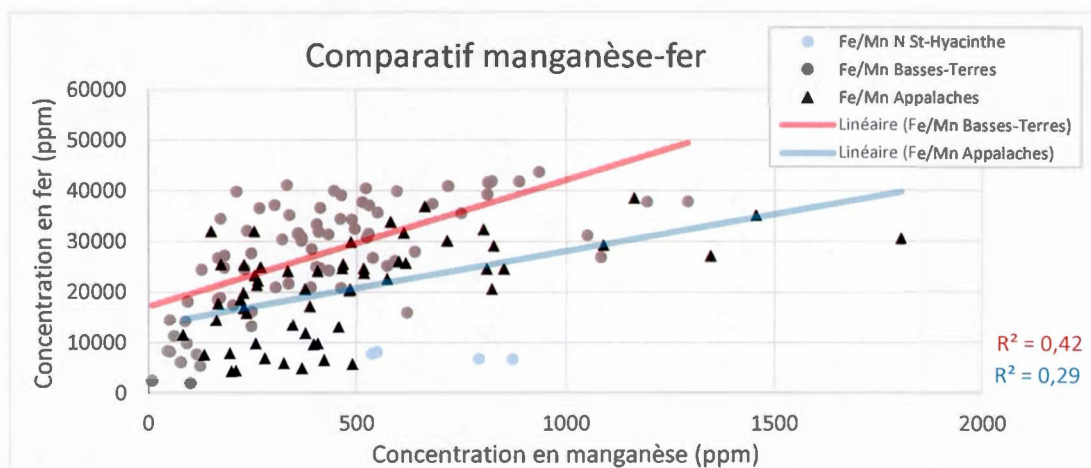
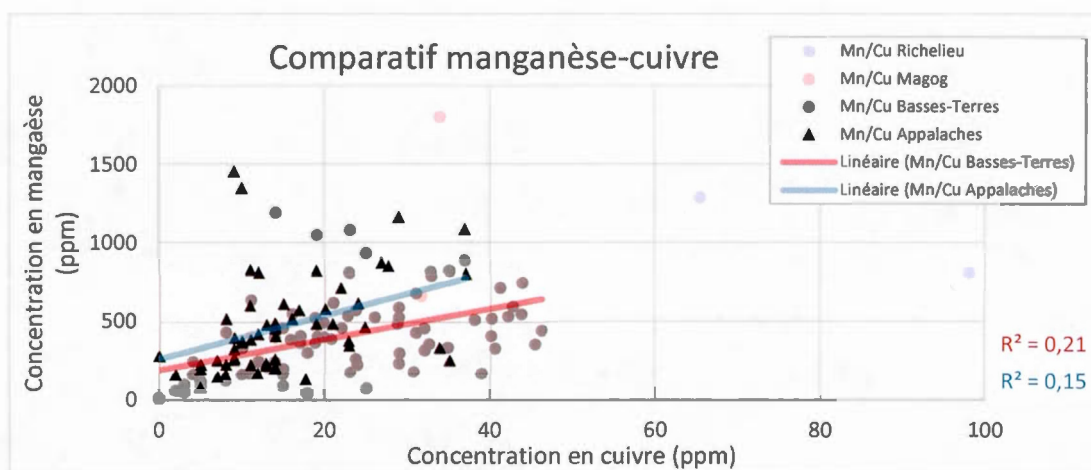
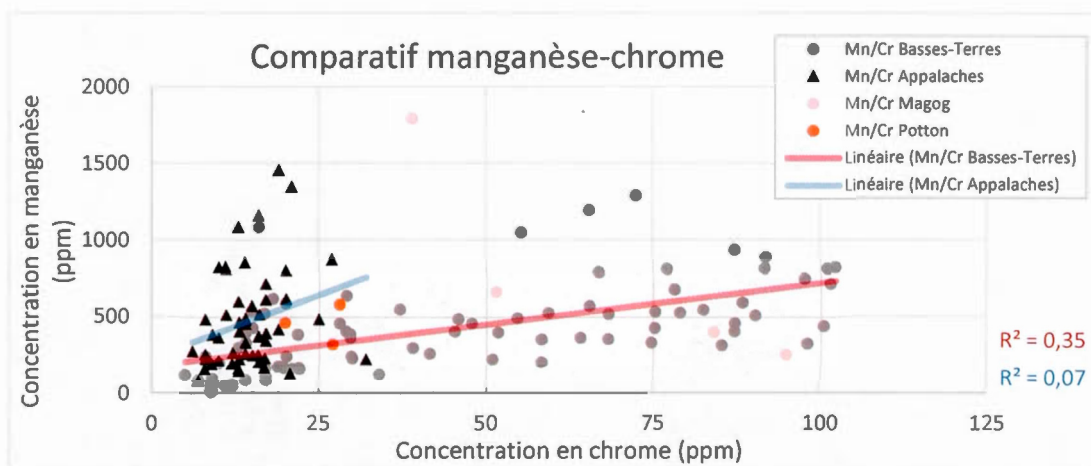


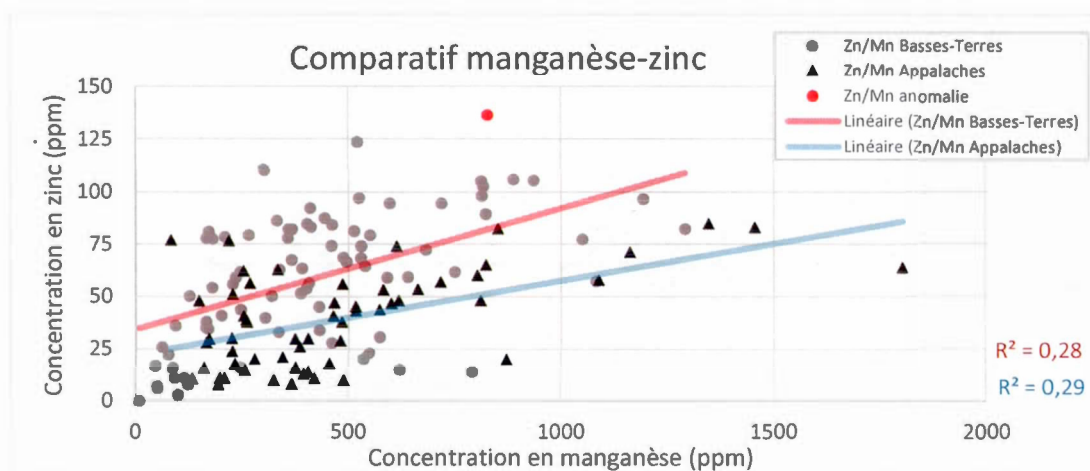
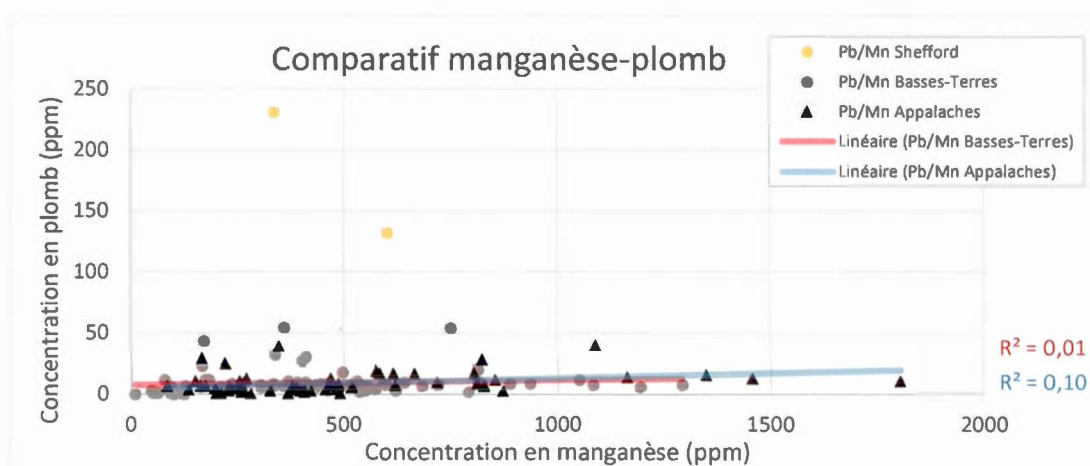
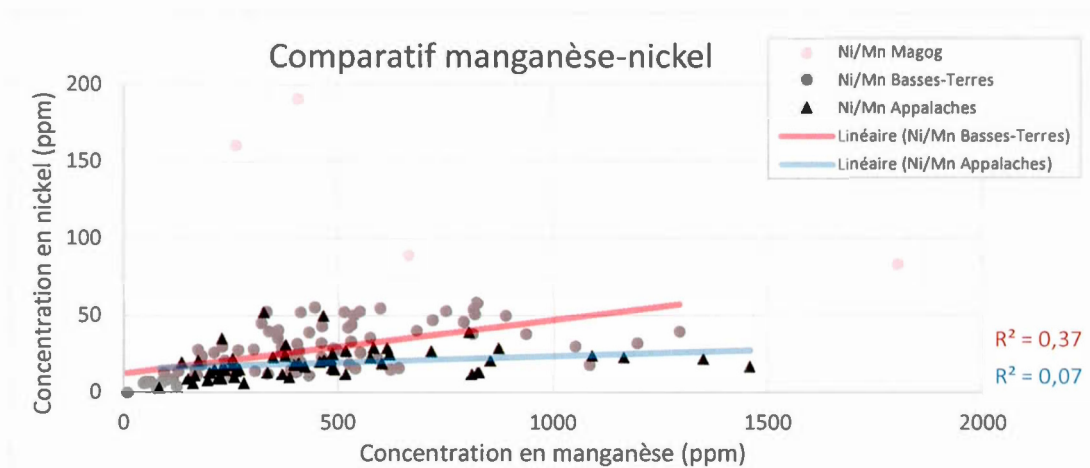




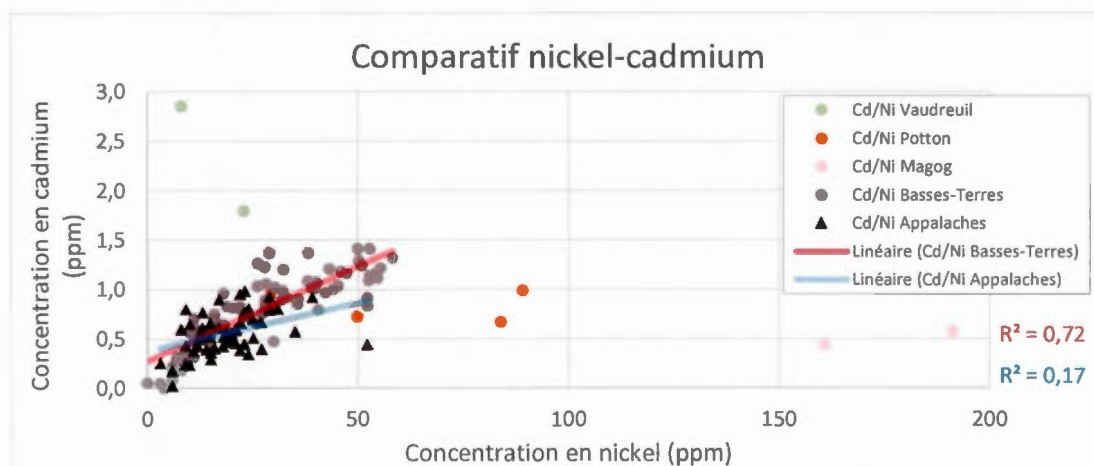
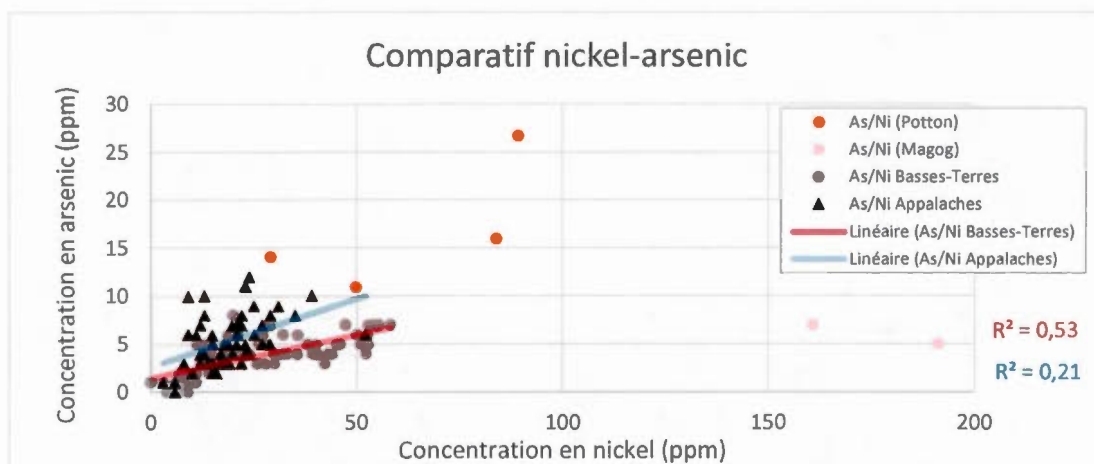
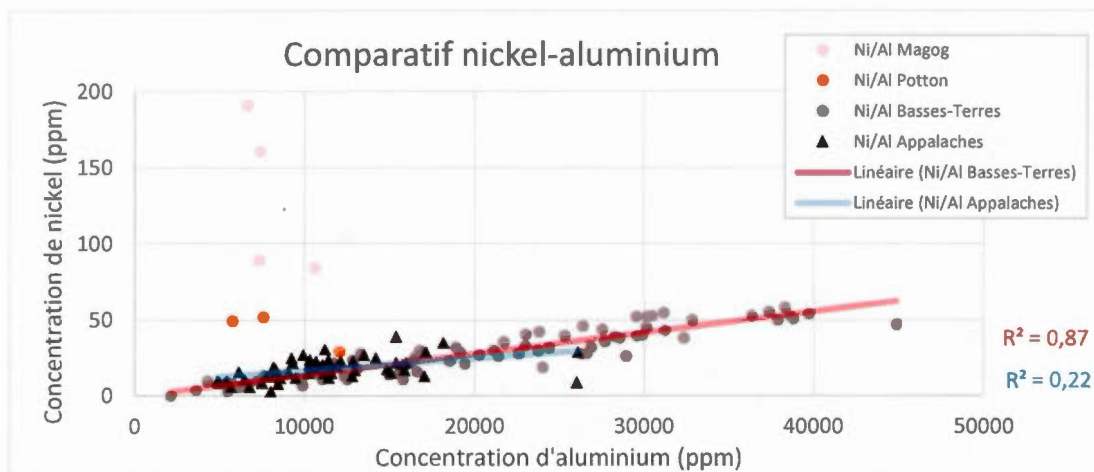
Annexe I7. Graphiques de corrélation pour le manganèse

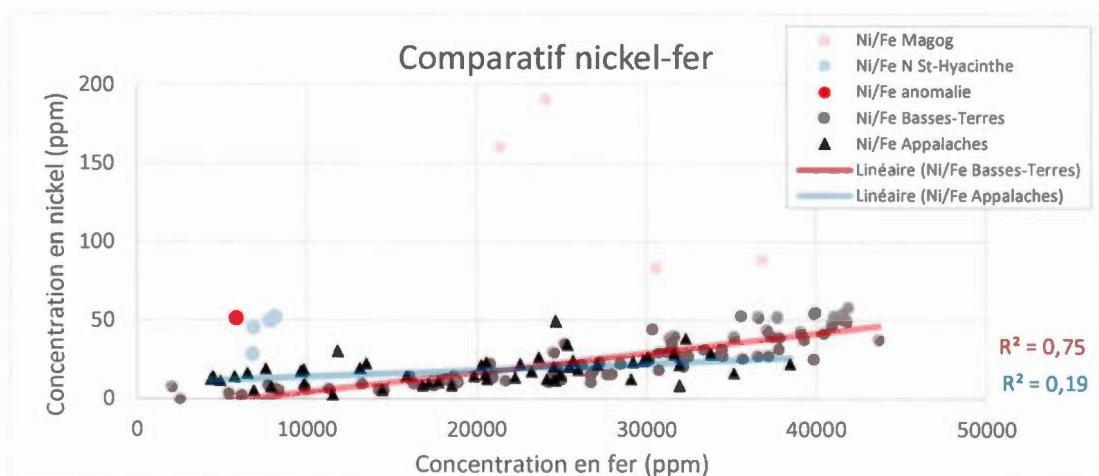
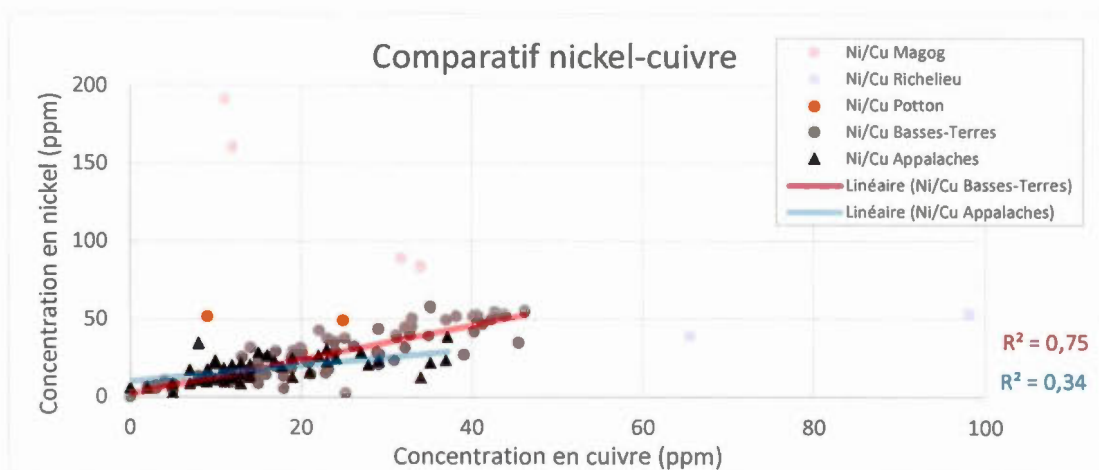
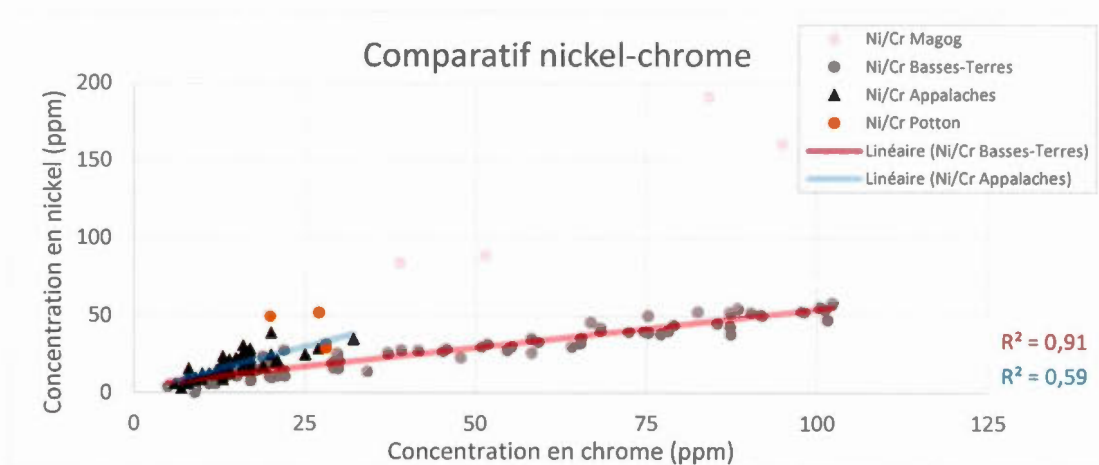


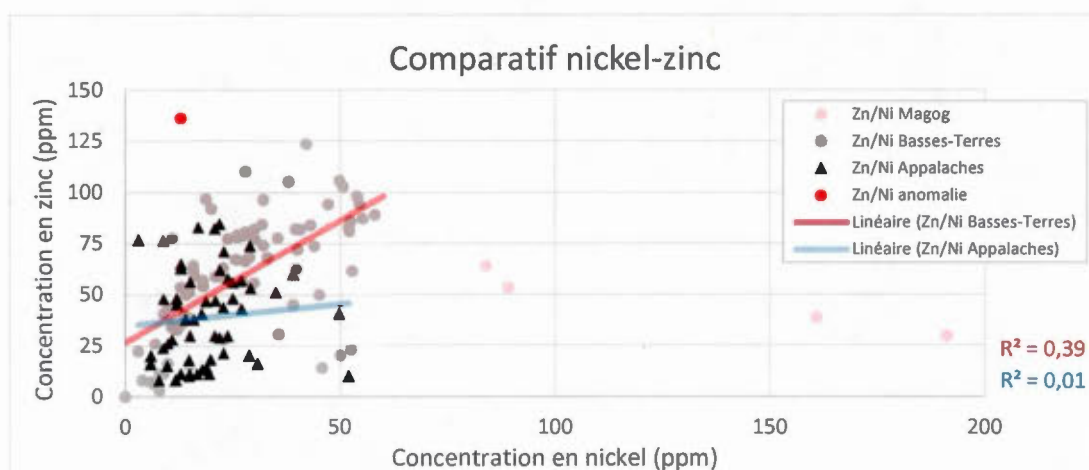
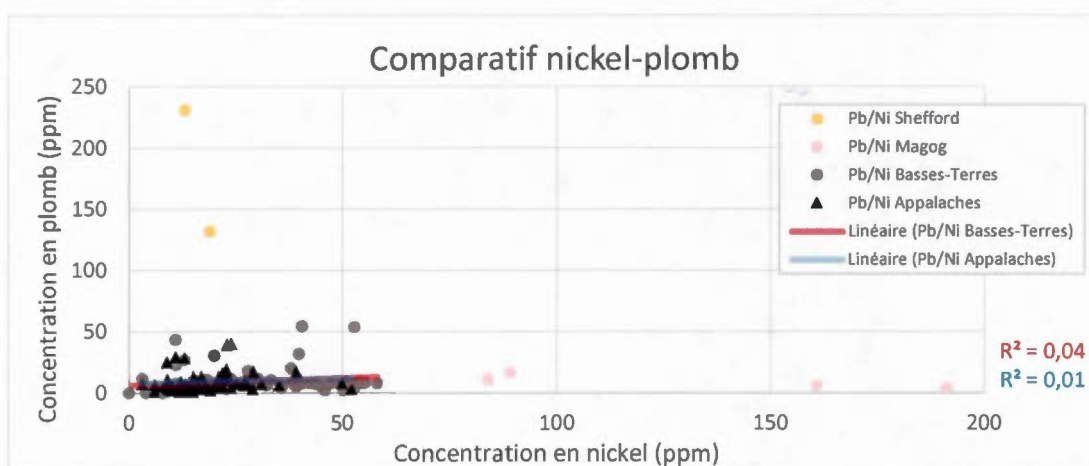
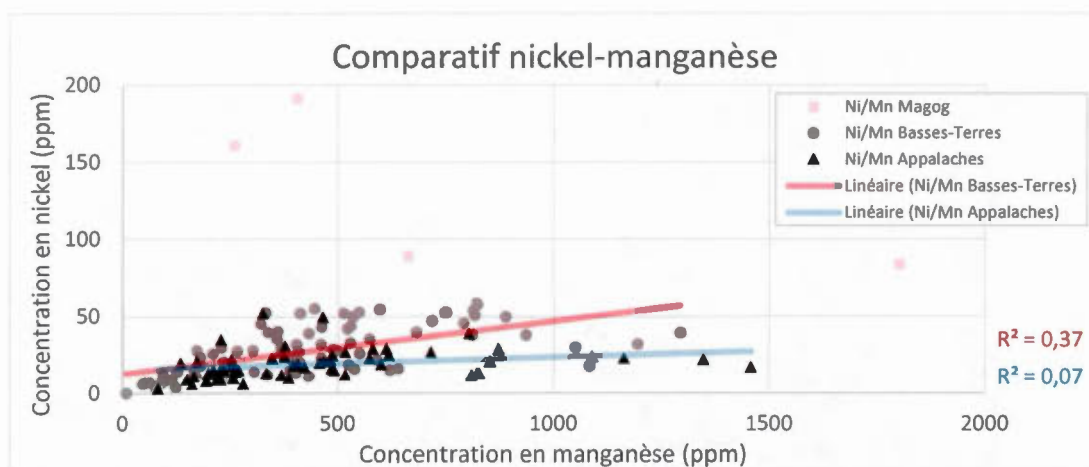




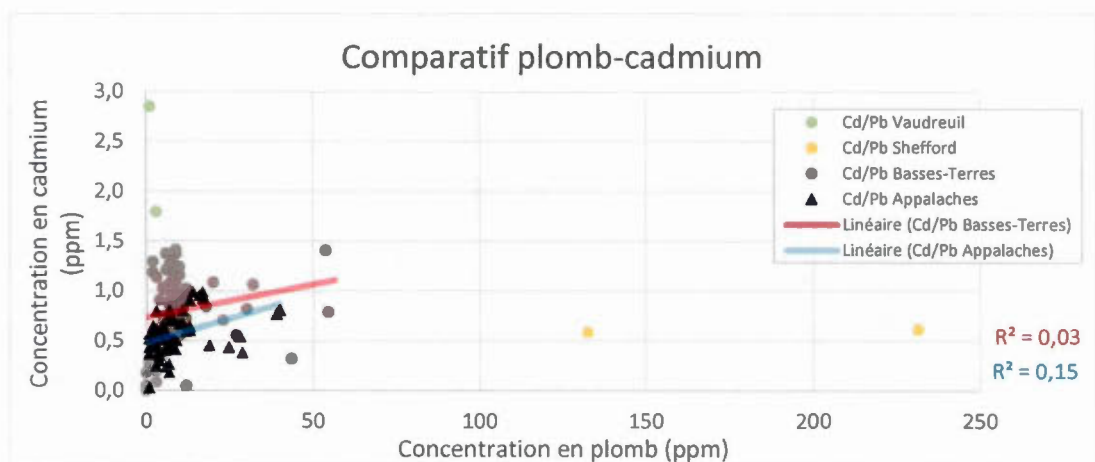
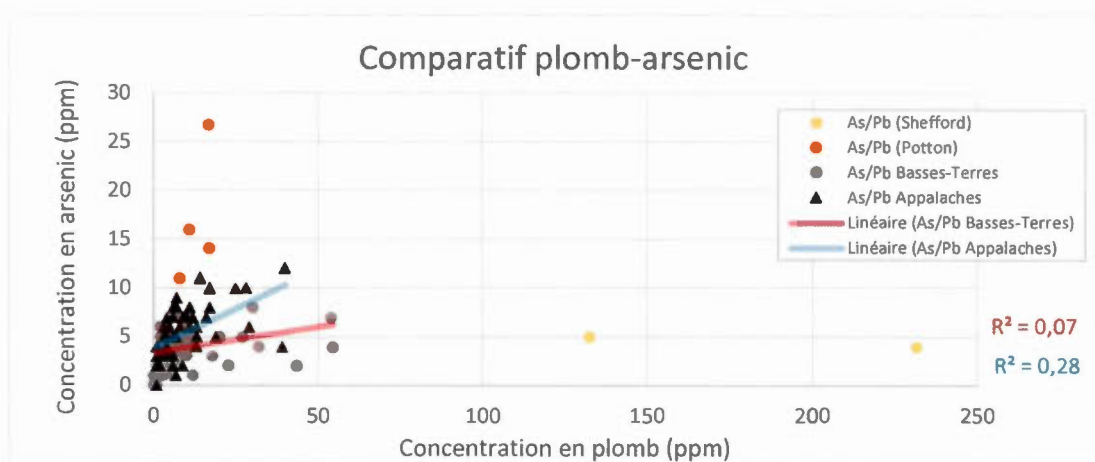
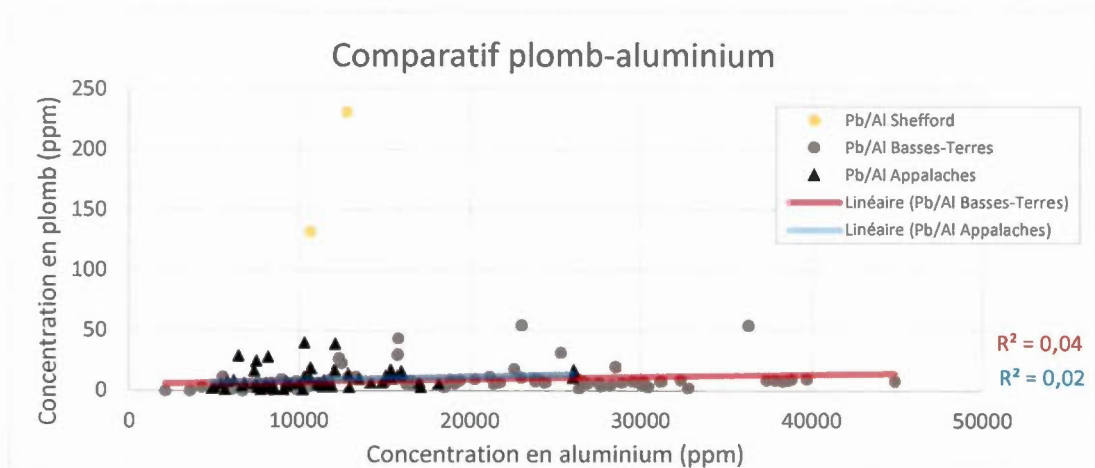
Annexe I8. Graphiques de corrélation pour le nickel

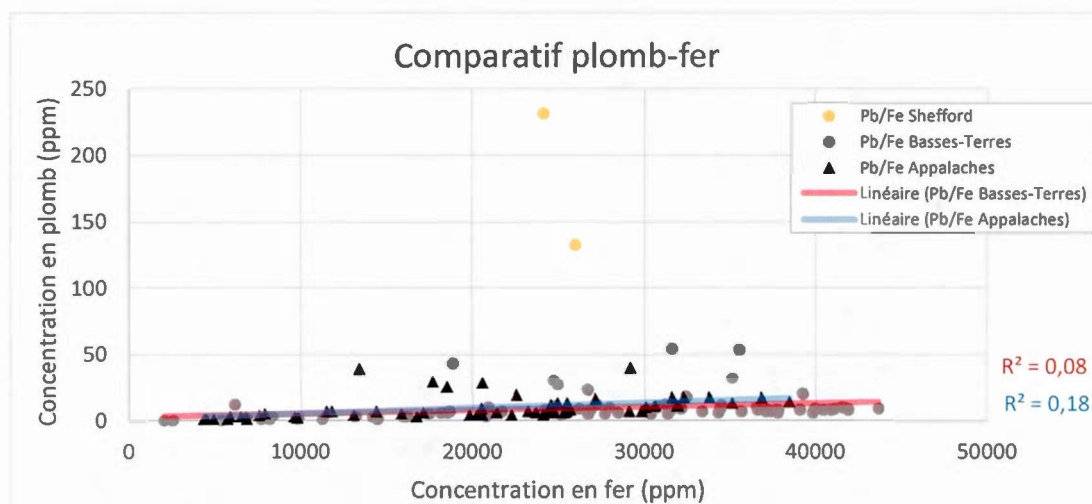
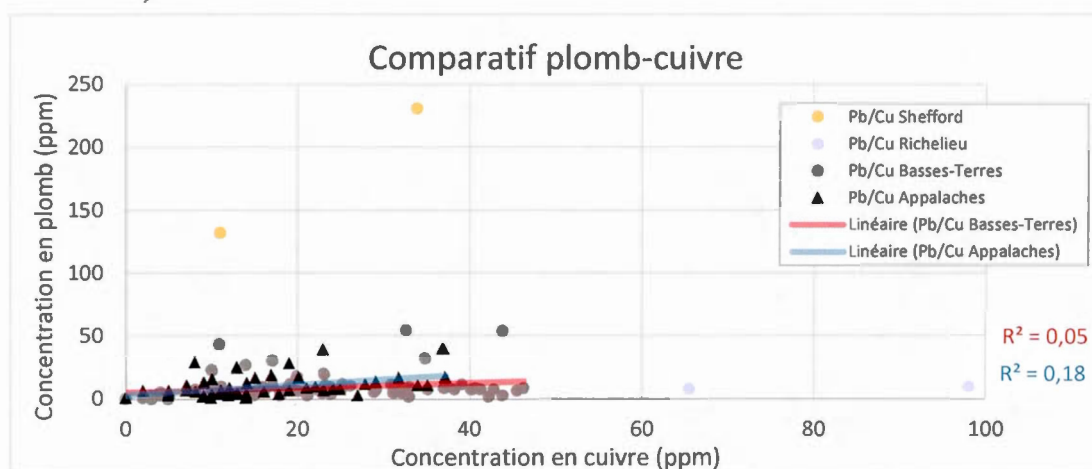
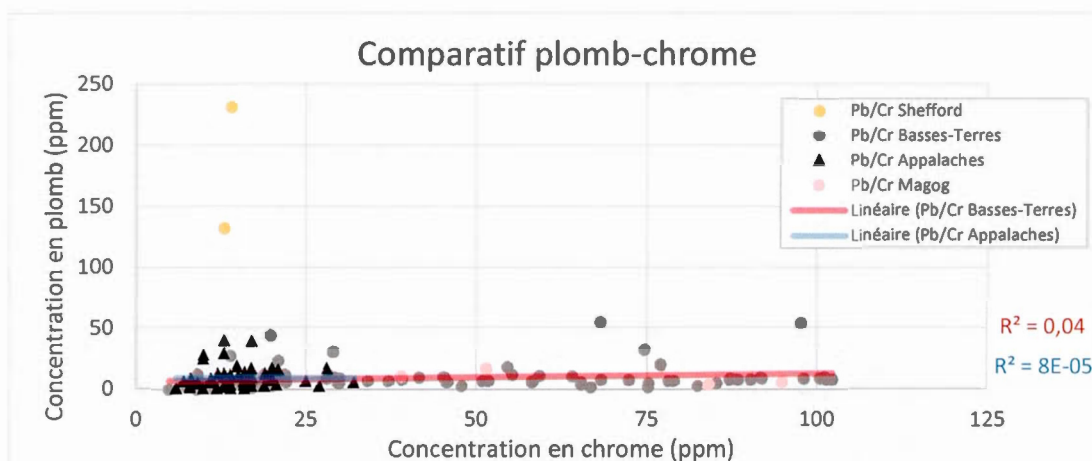




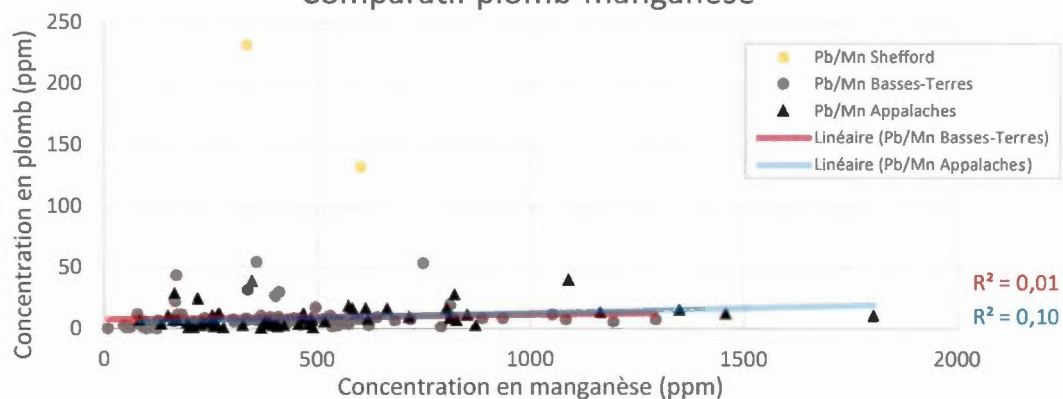


Annexe I9. Graphiques de corrélation pour le plomb

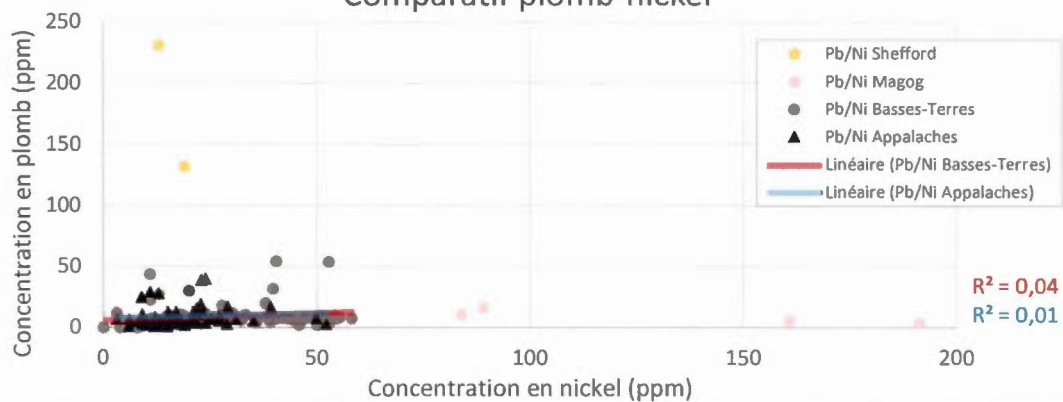




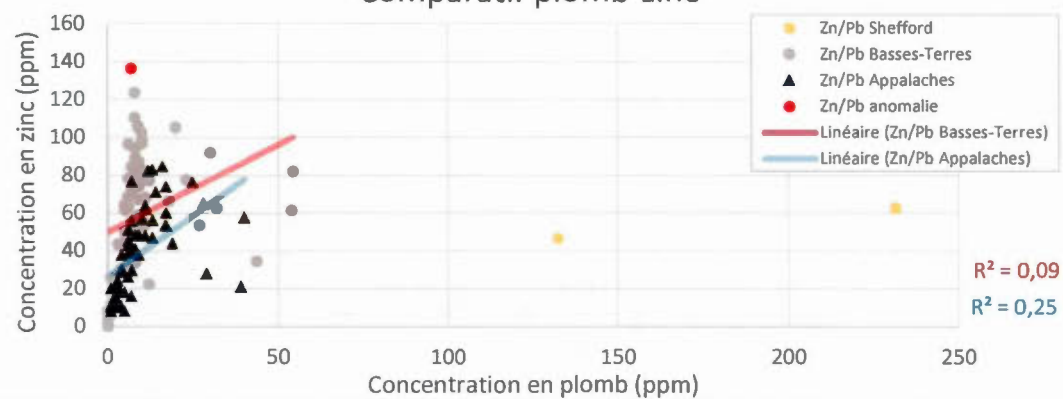
Comparatif plomb-manganèse



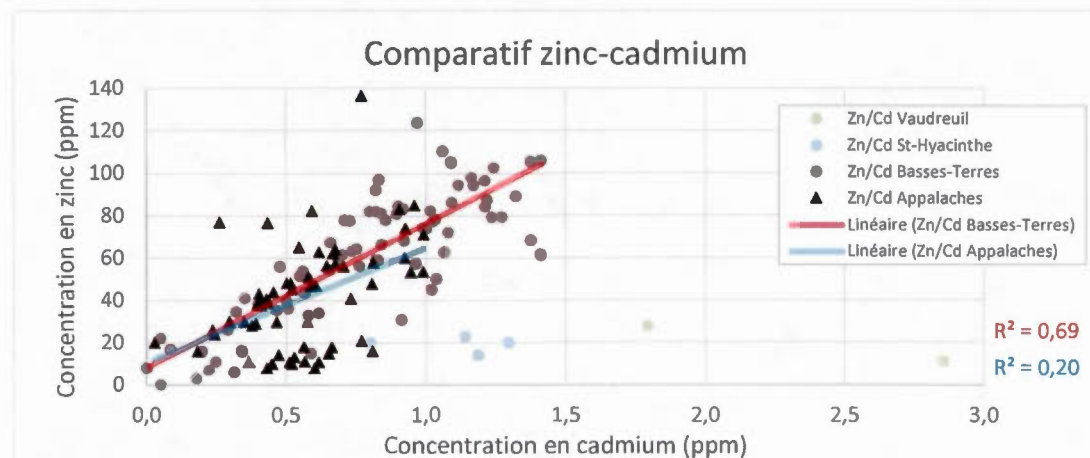
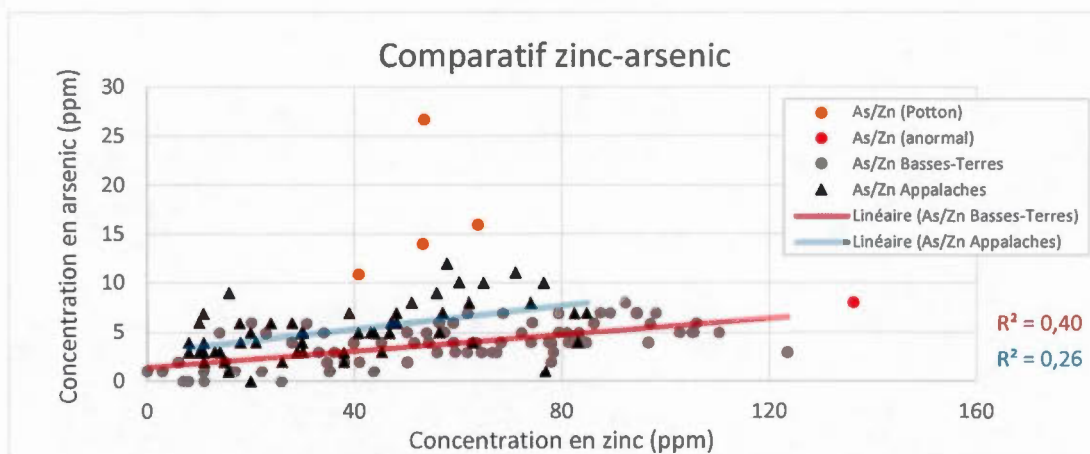
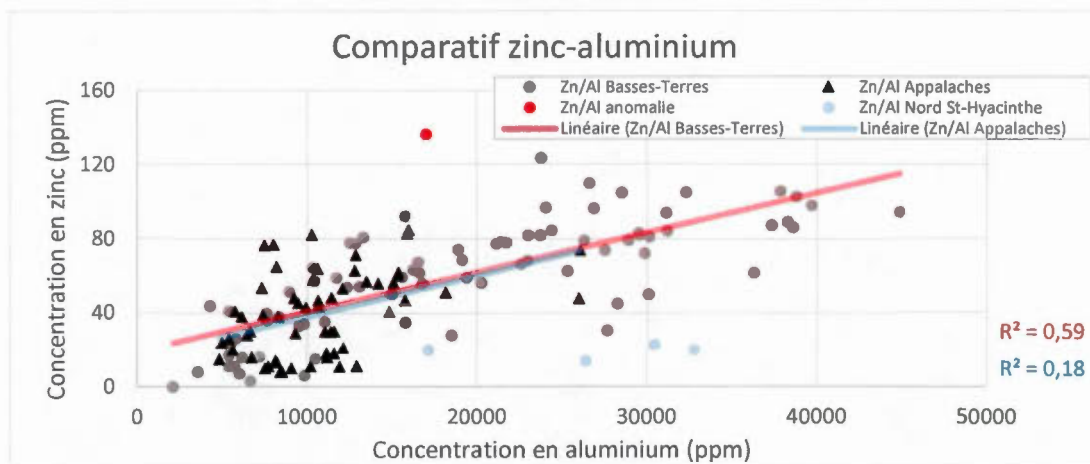
Comparatif plomb-nickel

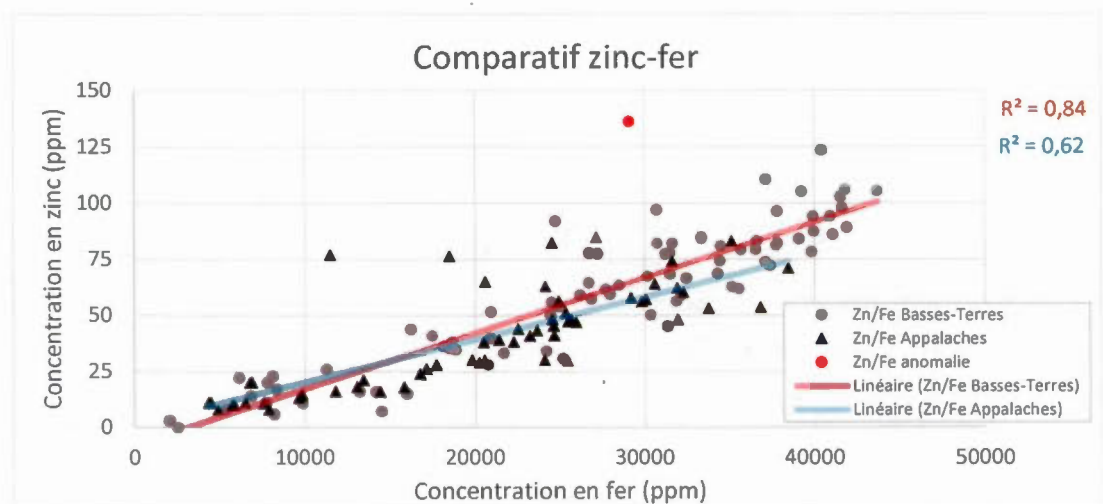
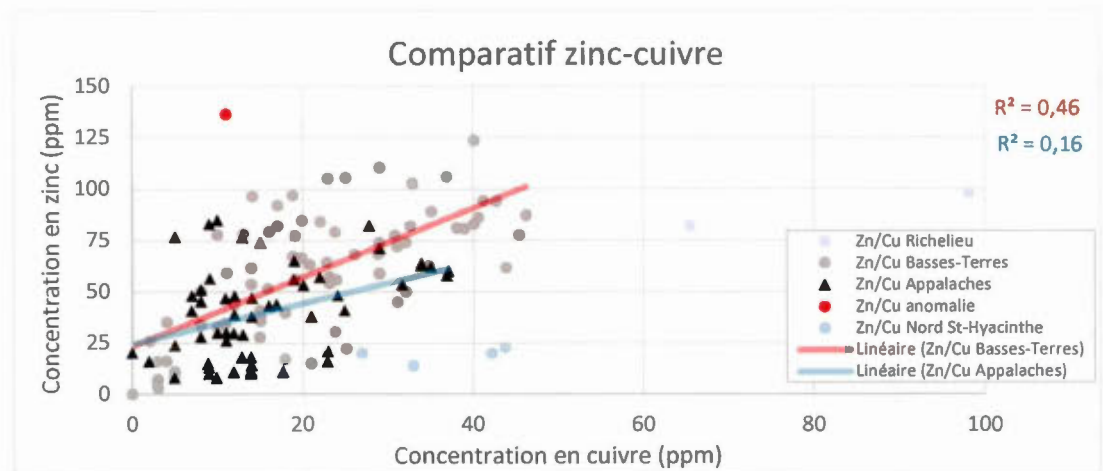
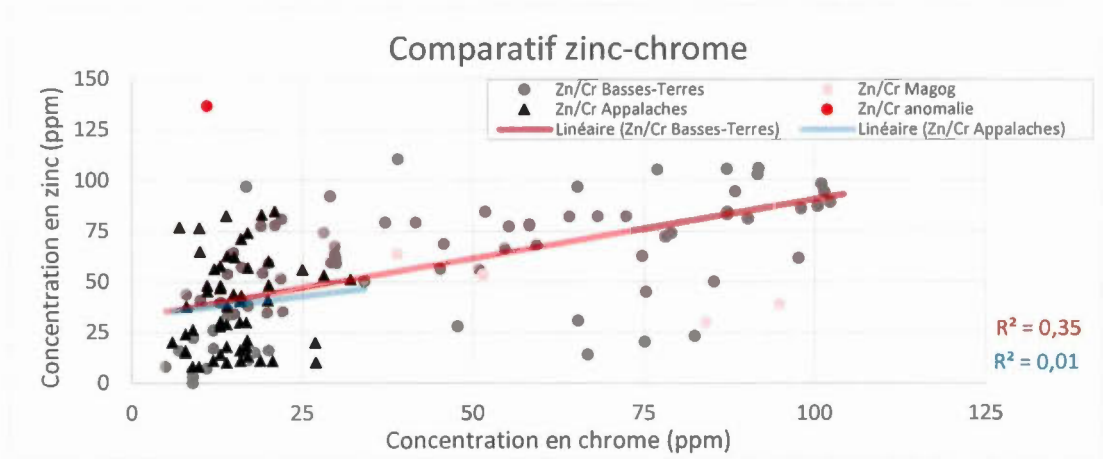


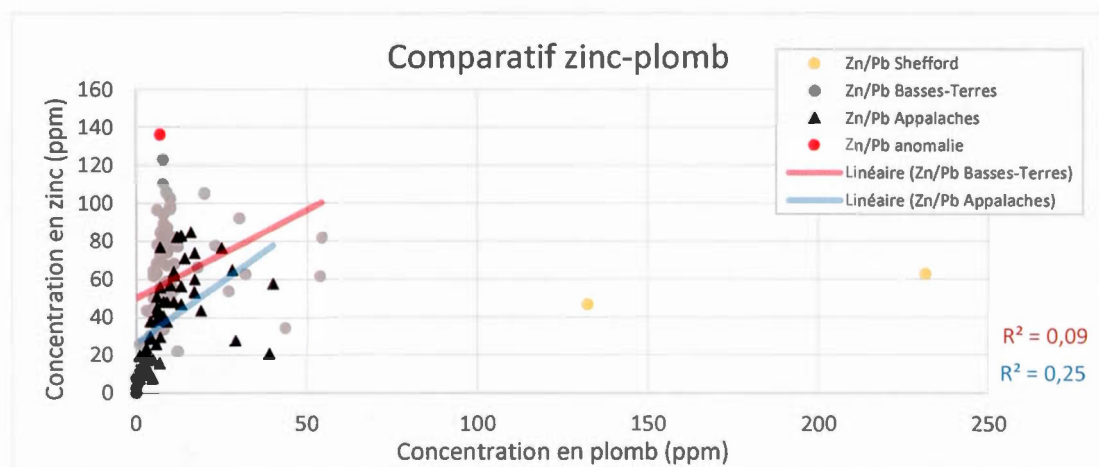
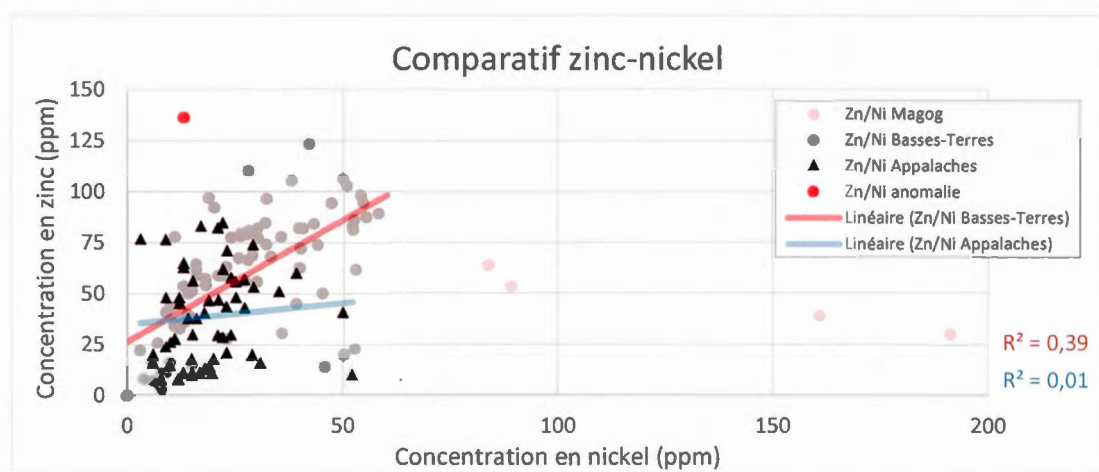
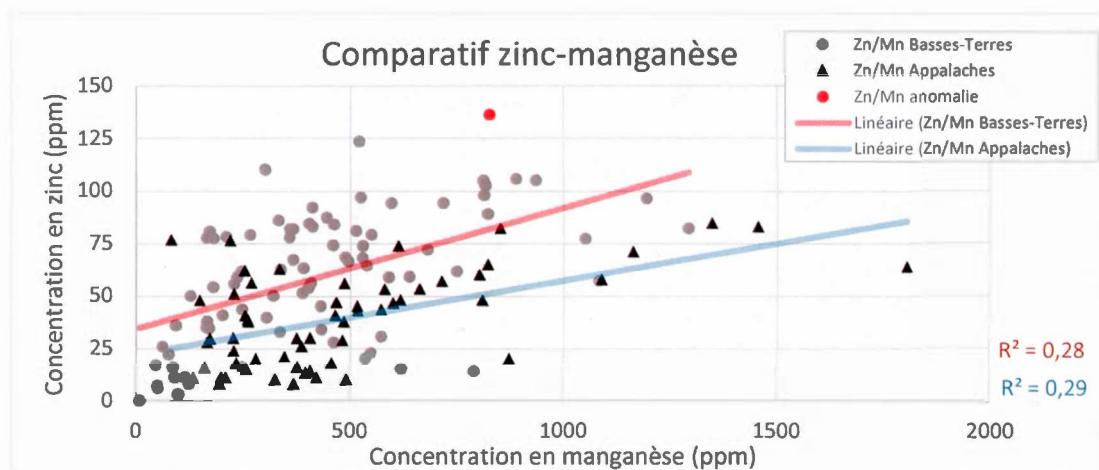
Comparatif plomb-zinc



Annexe I10. Graphiques de corrélation pour le zinc





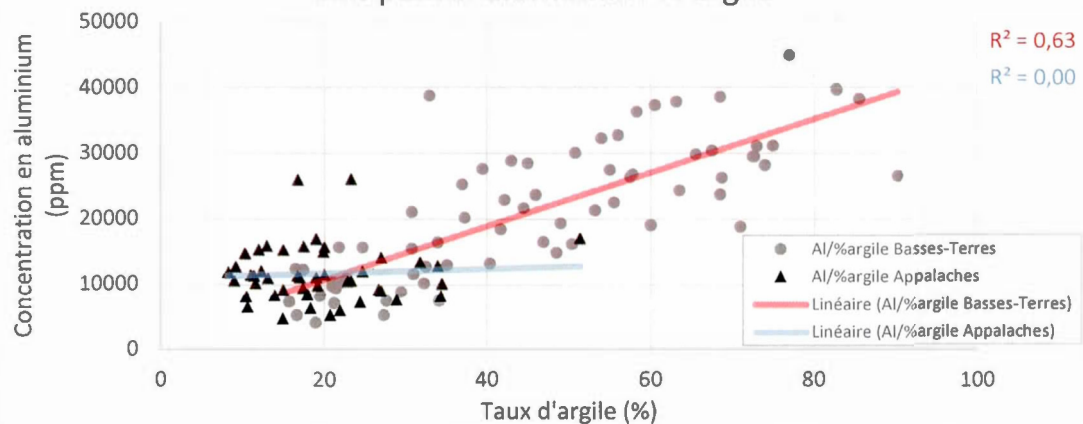


ANNEXE J

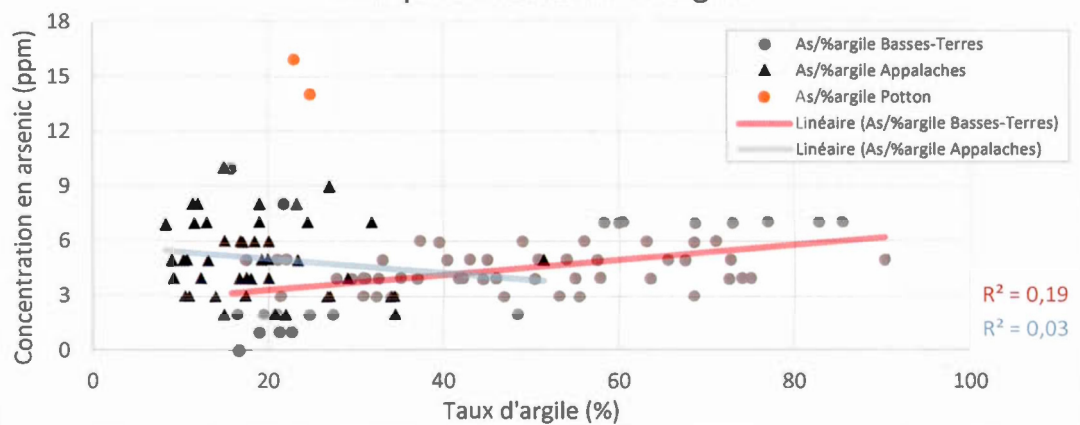
GRAPHIQUES DE CORRÉLATIONS ENTRE LES ETM ET LES PARAMÈTRES DE BASE

Annexe J1. Graphiques de corrélation pour le pourcentage d'argile

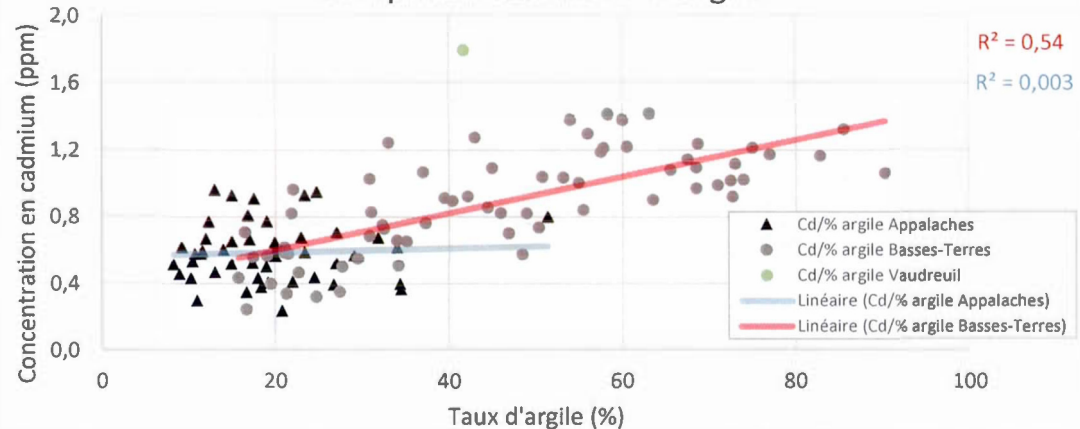
Comparatif aluminium-% argile

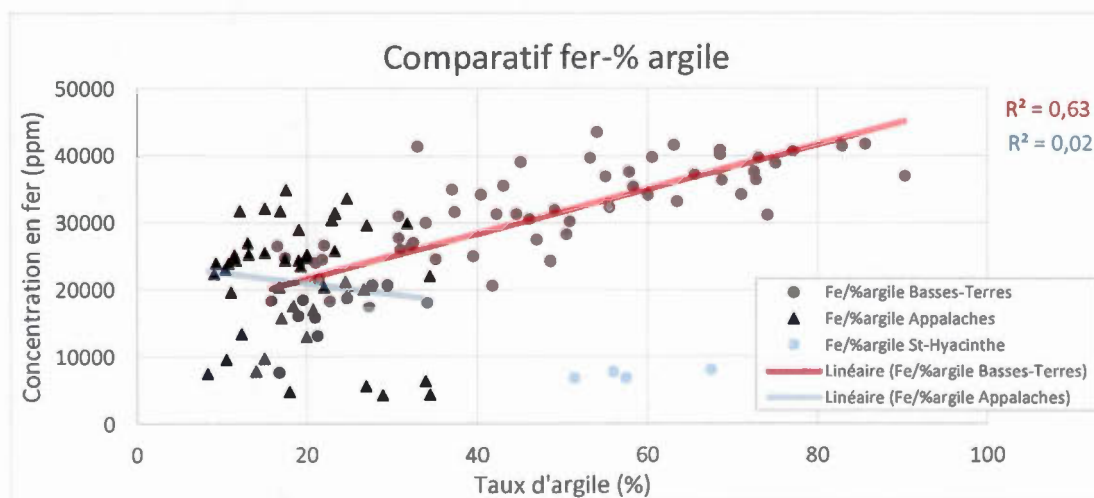
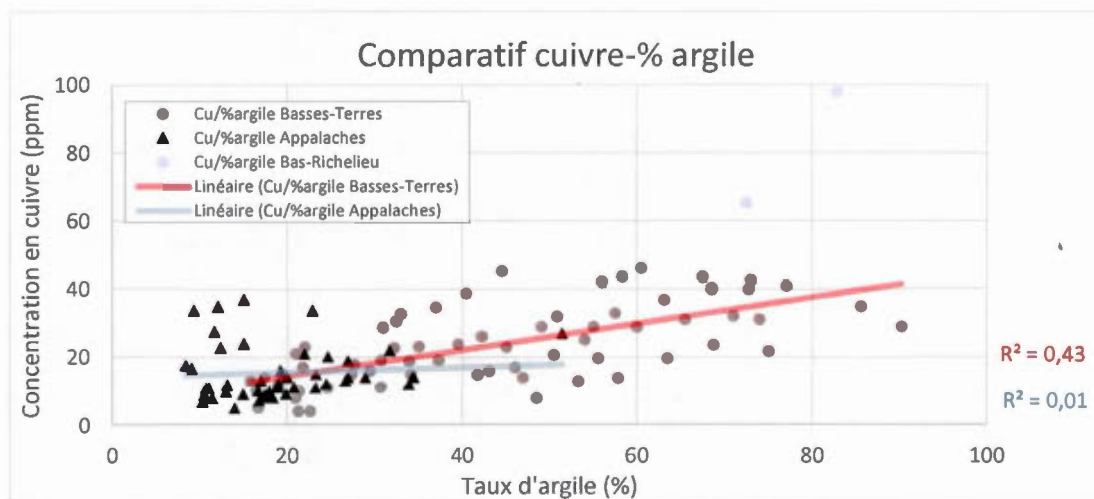
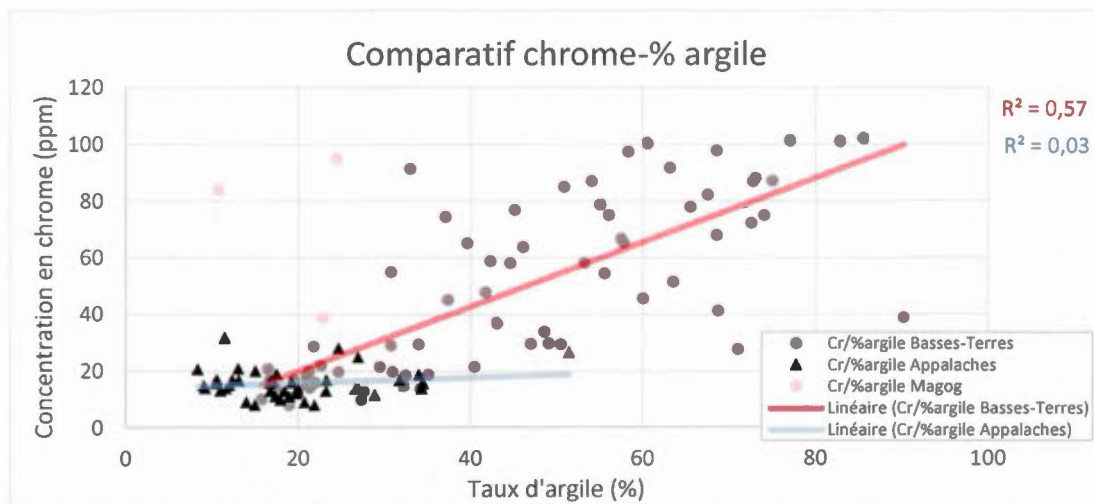


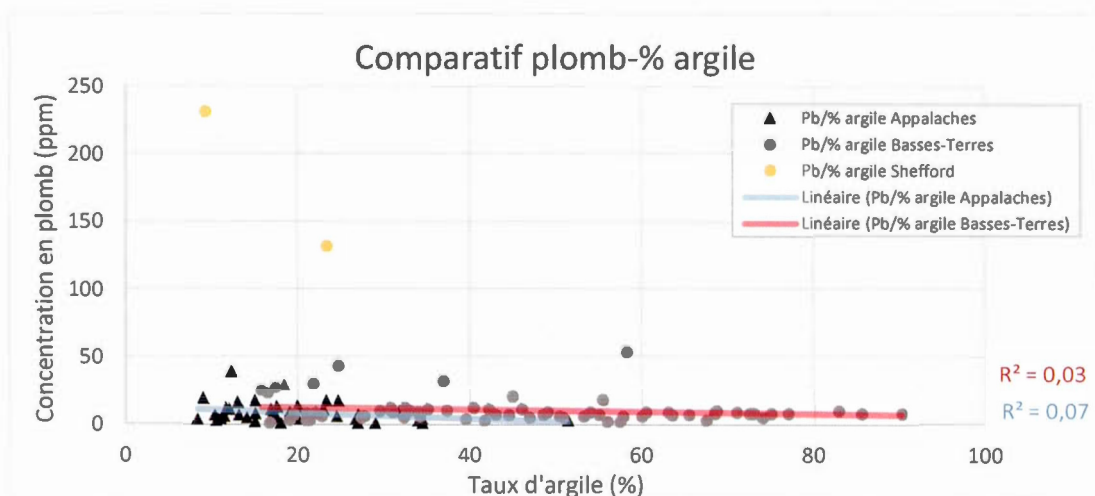
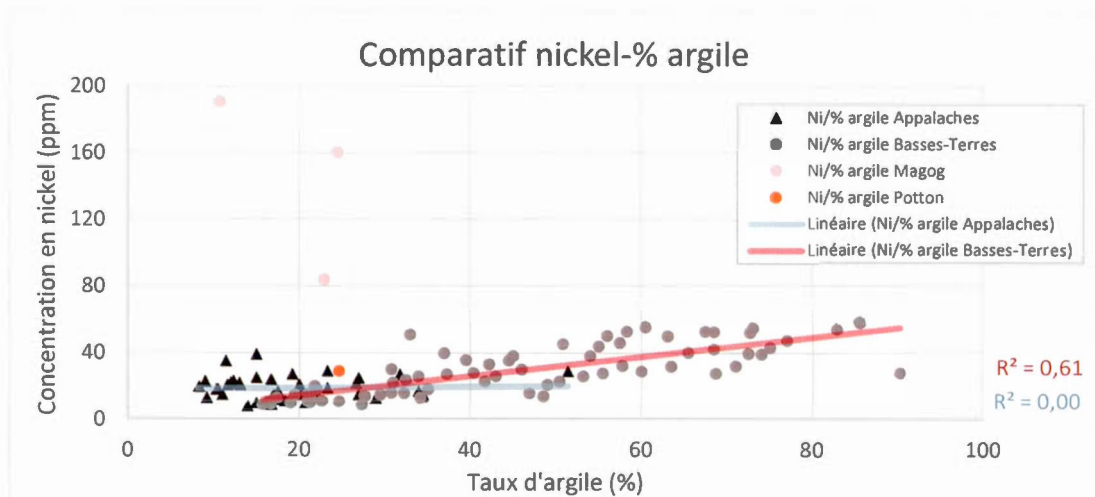
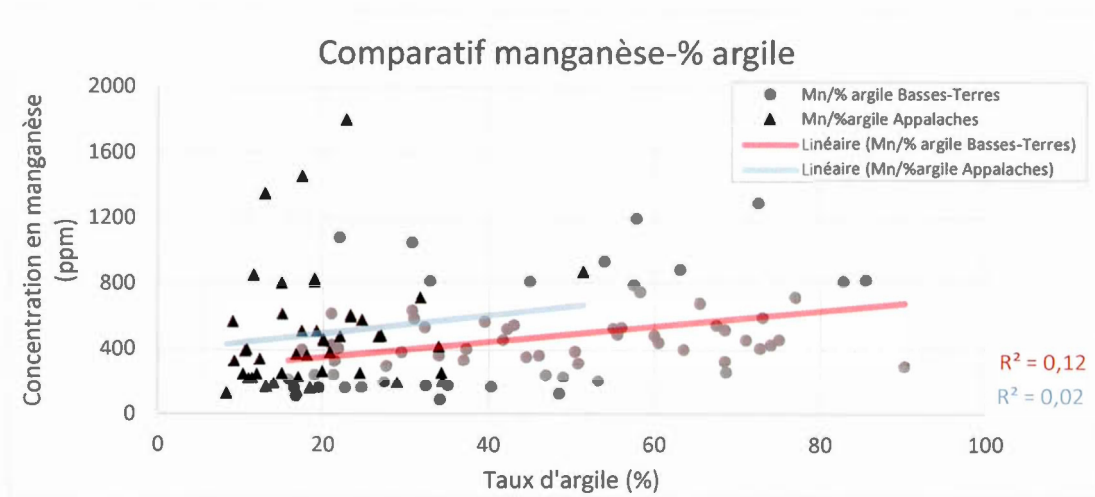
Comparatif arsenic-% argile

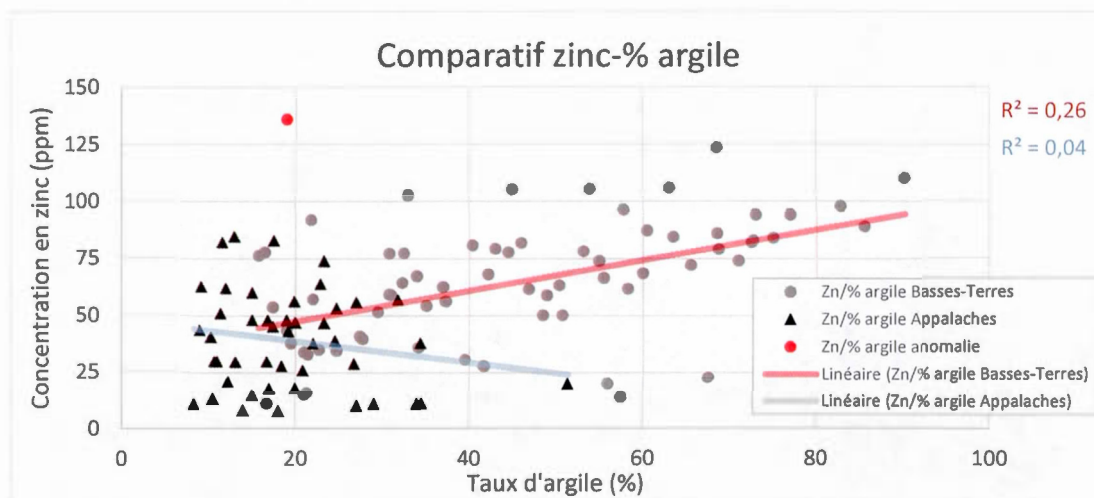


Comparatif cadmium-% argile

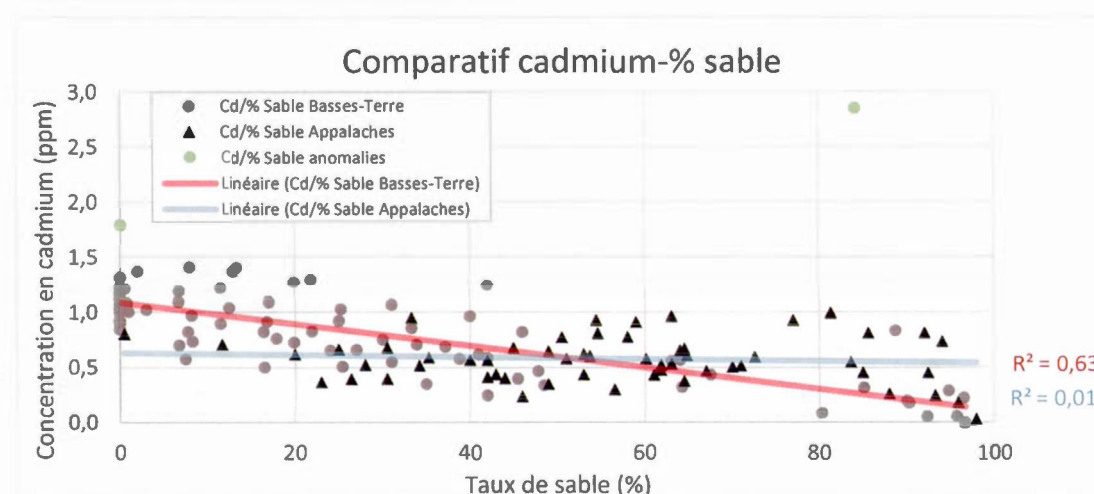
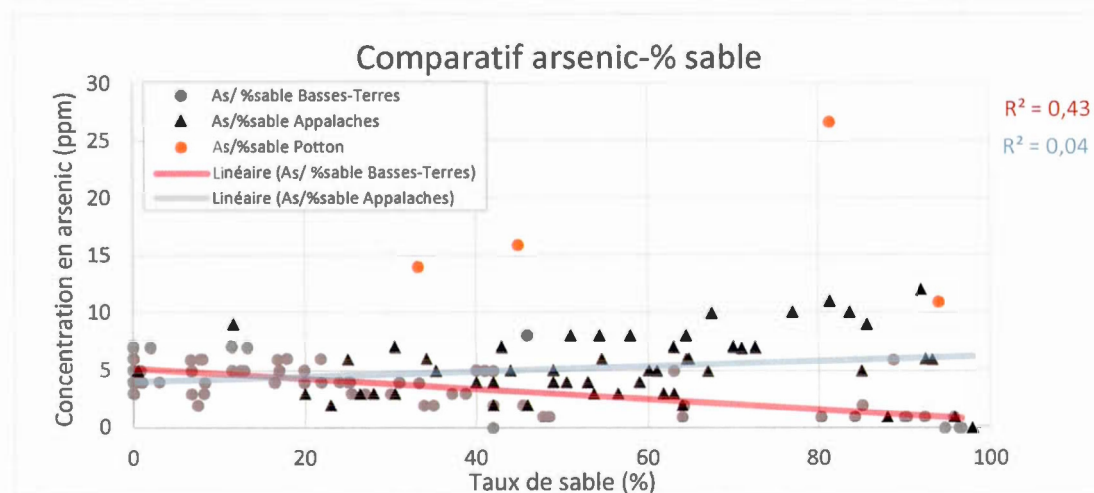
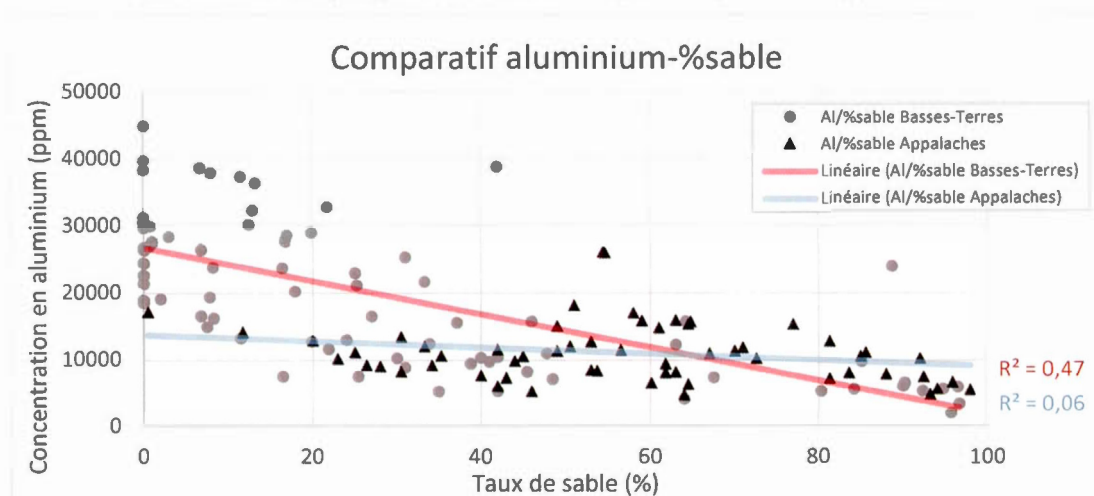


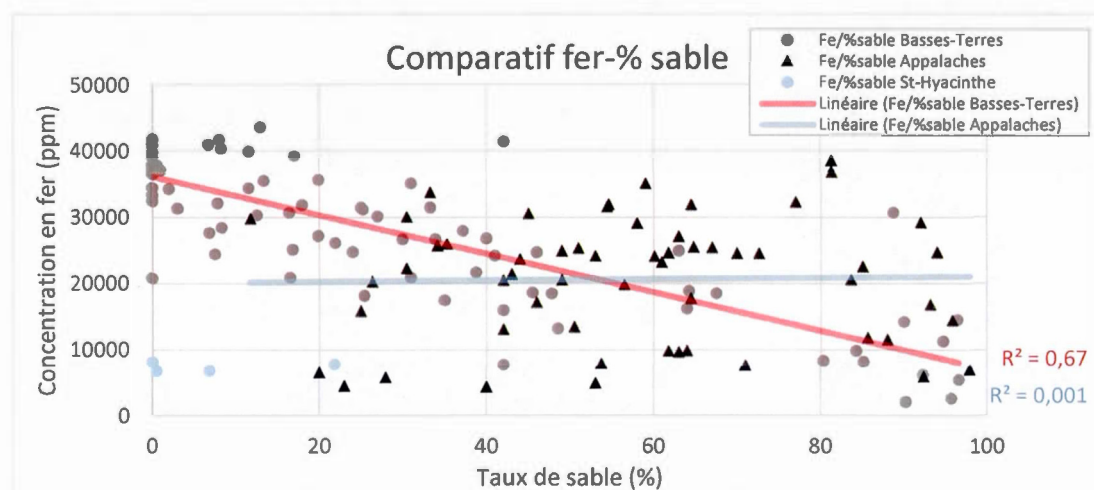
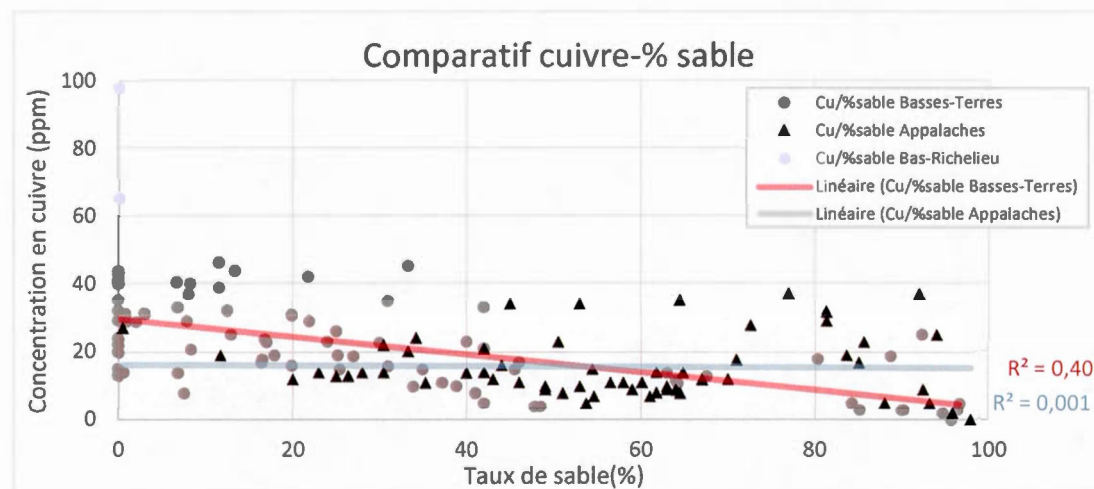
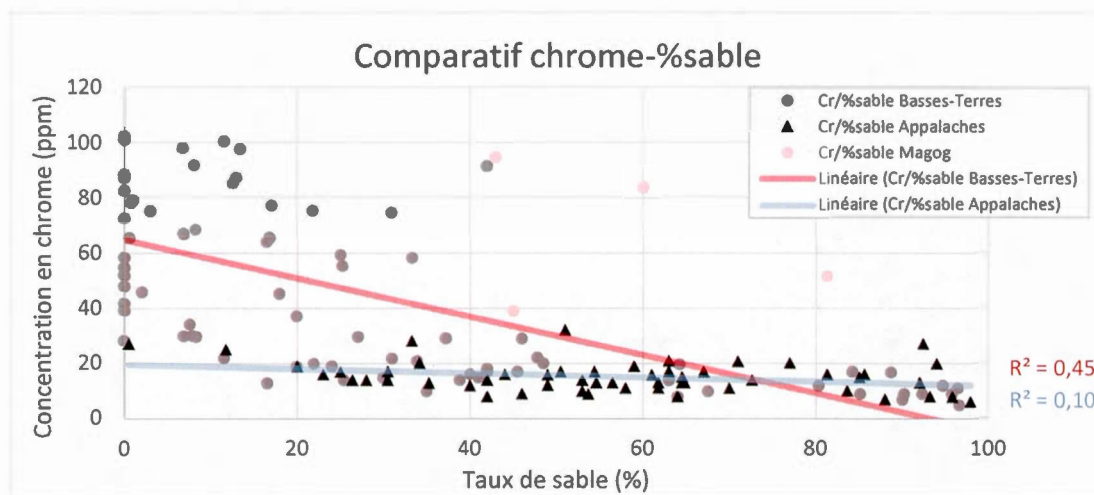


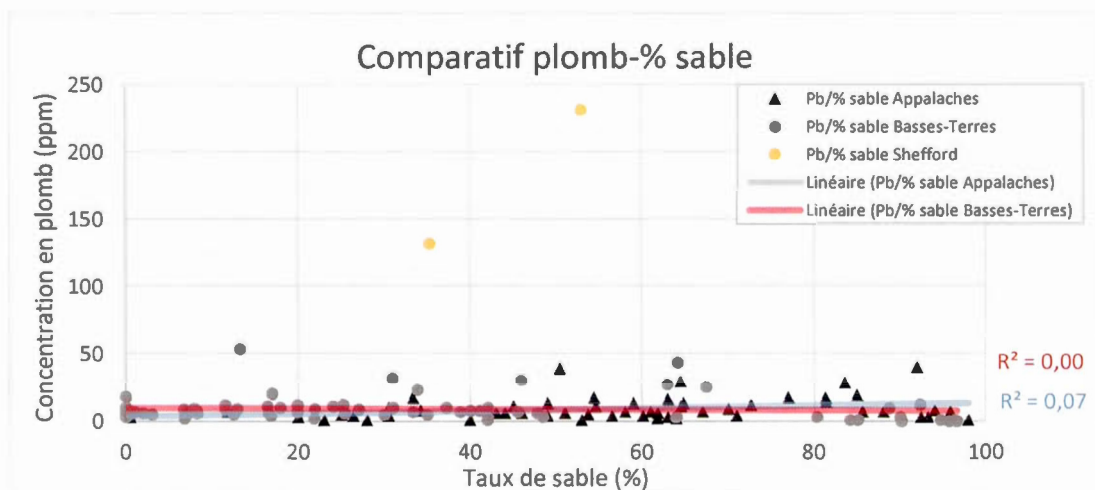
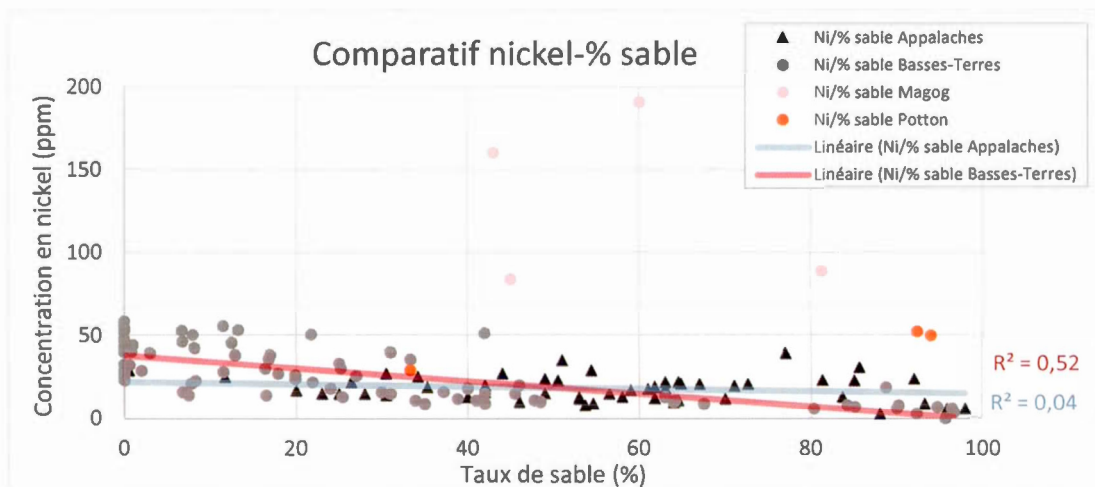
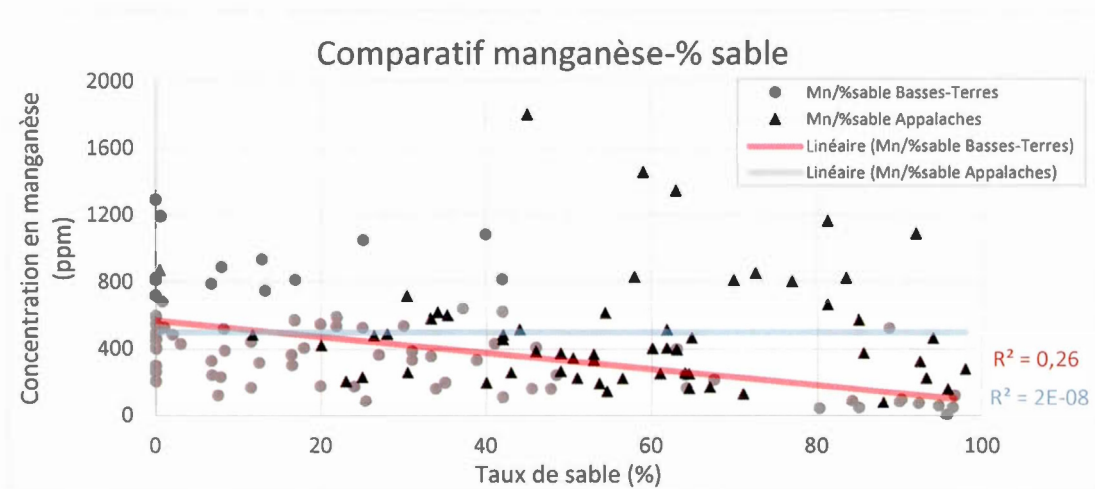


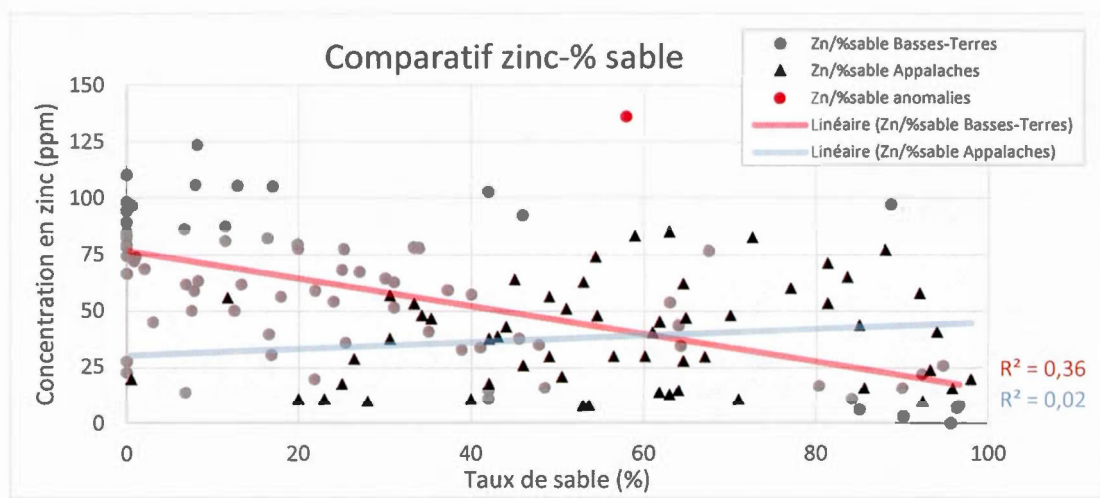


Annexe J2. Graphiques de corrélation pour le pourcentage de sable

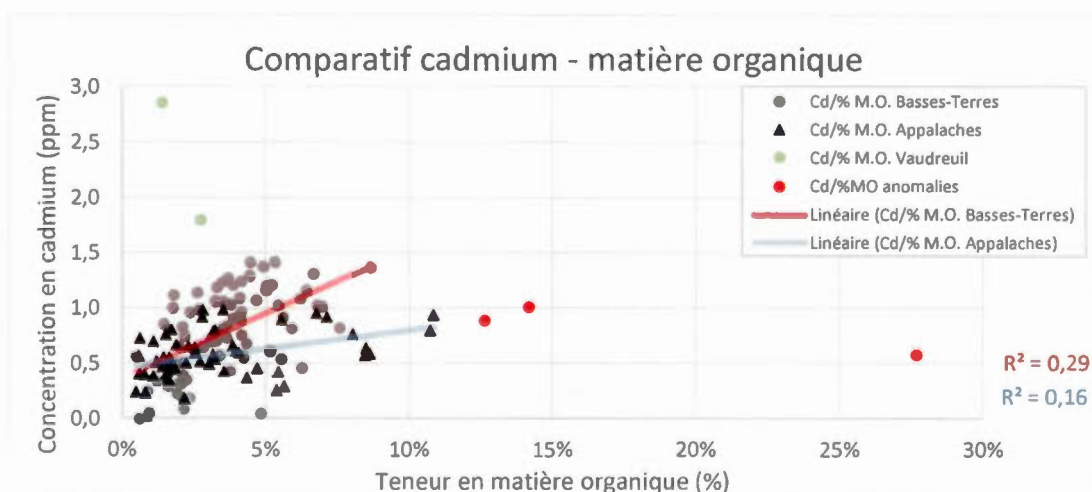
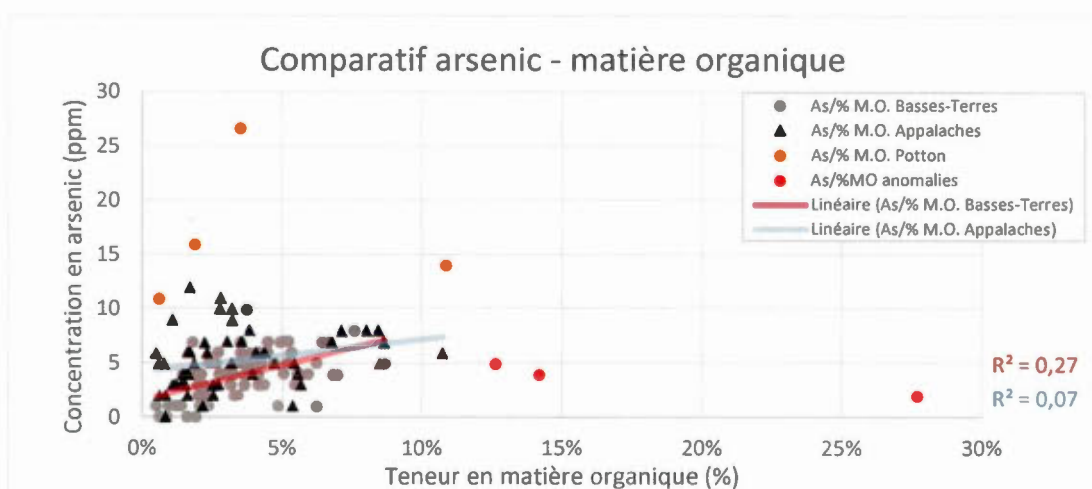
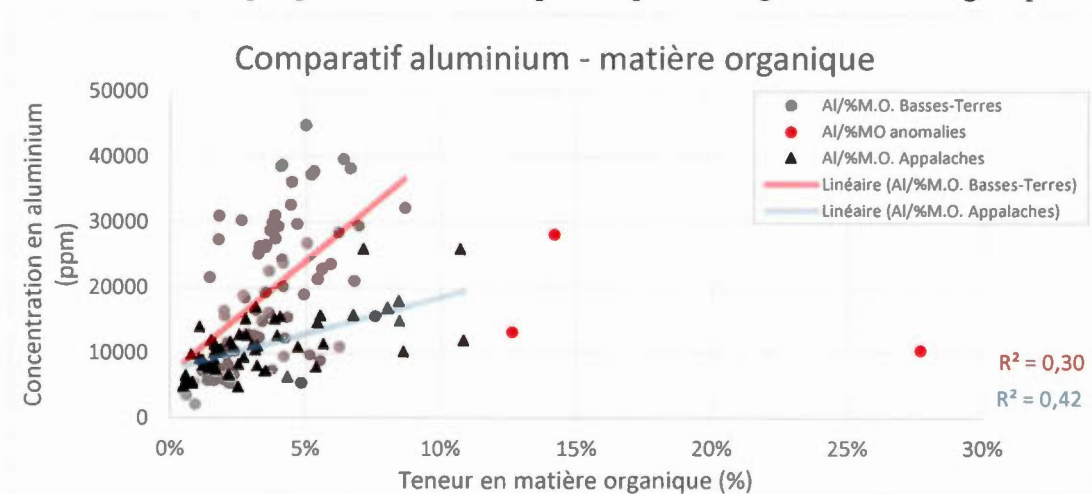




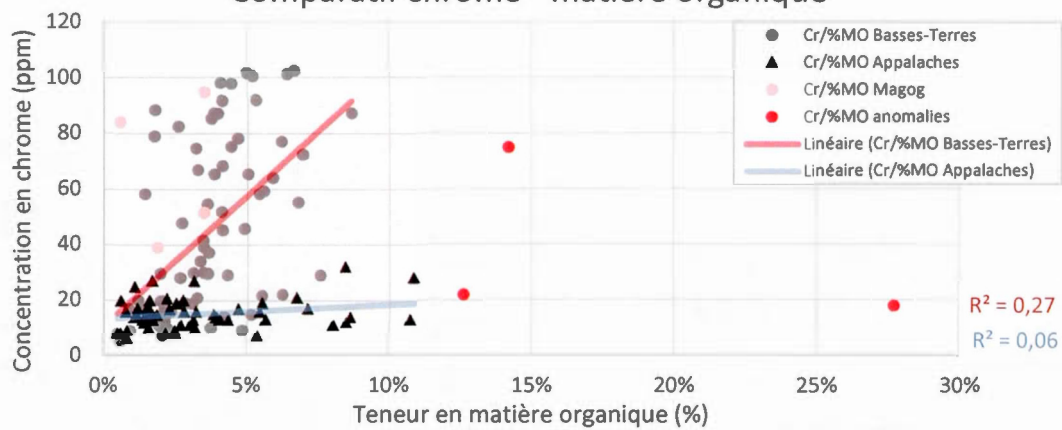




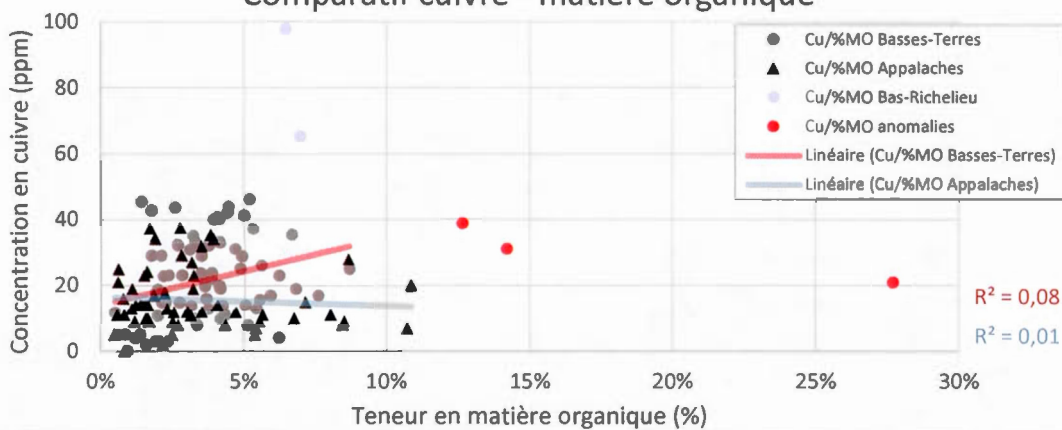
Annexe J3. Graphiques de corrélation pour le pourcentage de matière organique



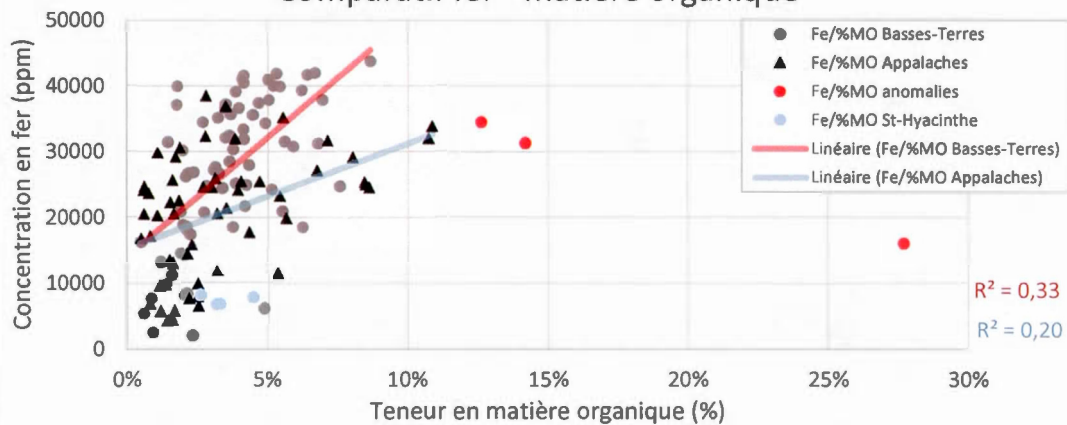
Comparatif chrome - matière organique

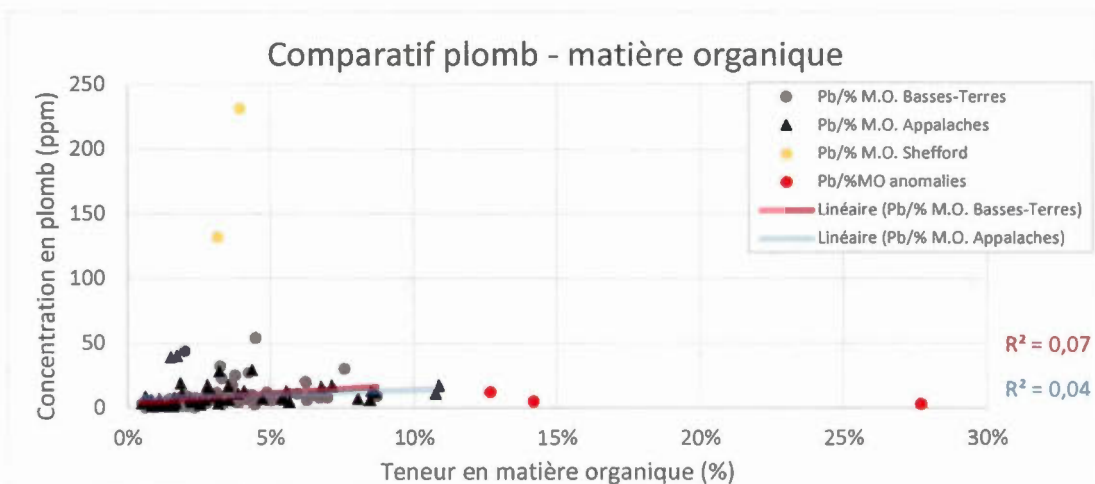
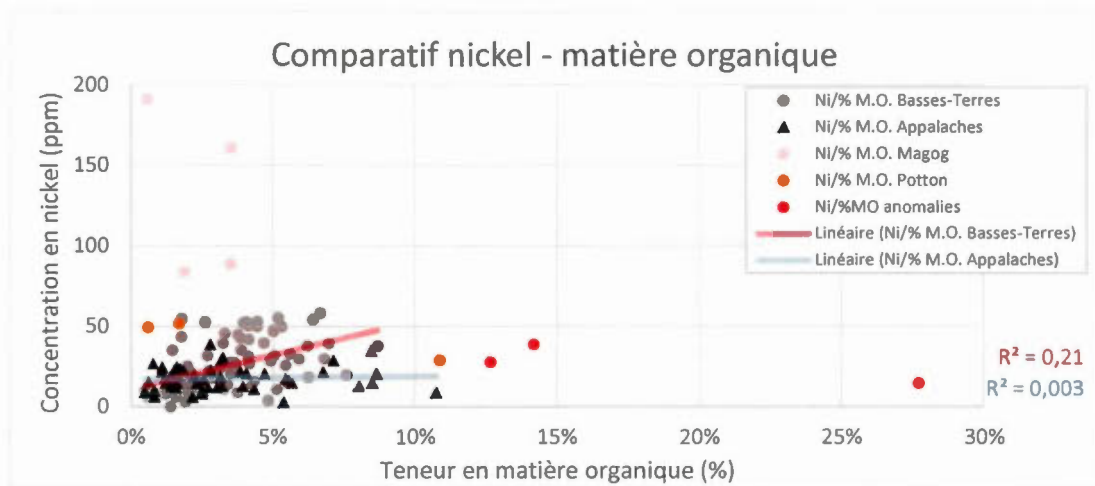
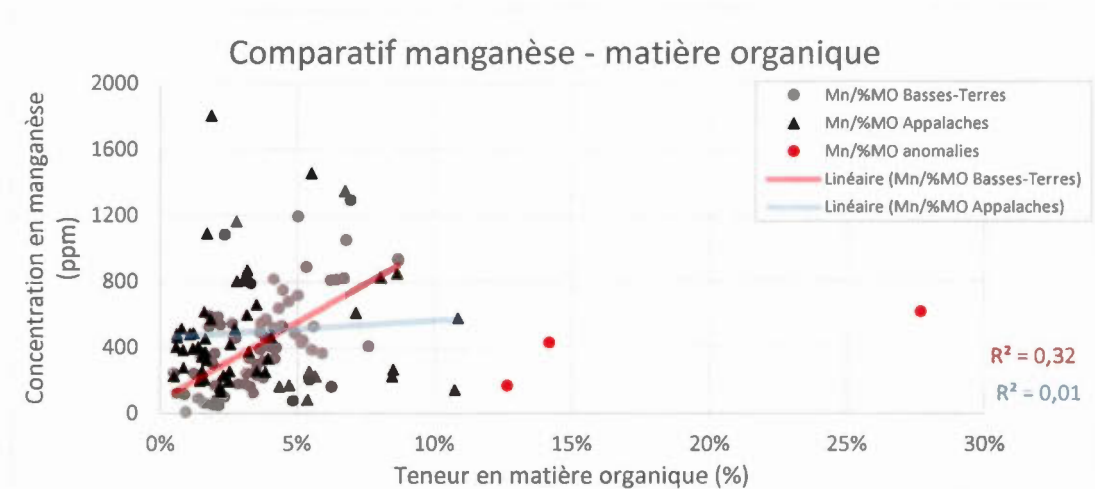


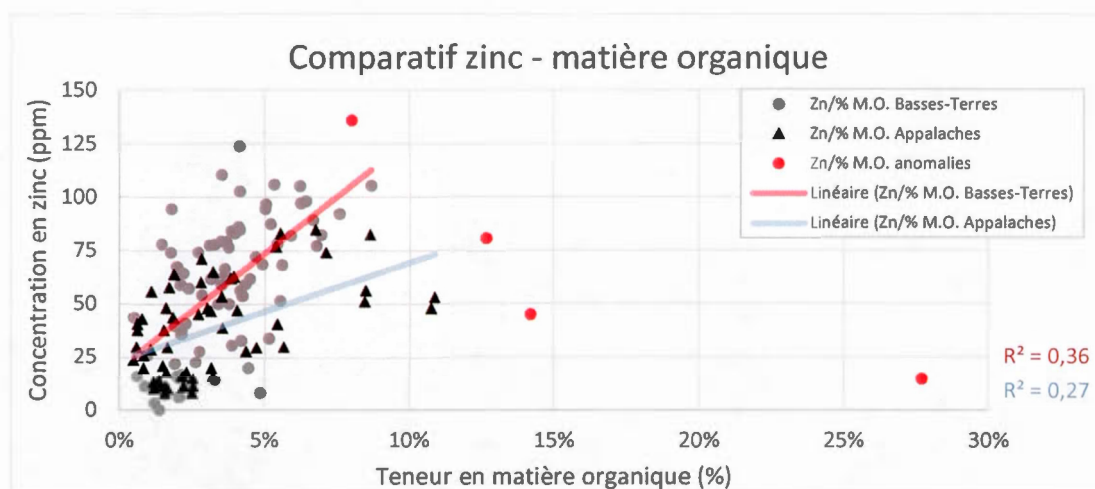
Comparatif cuivre - matière organique



Comparatif fer - matière organique



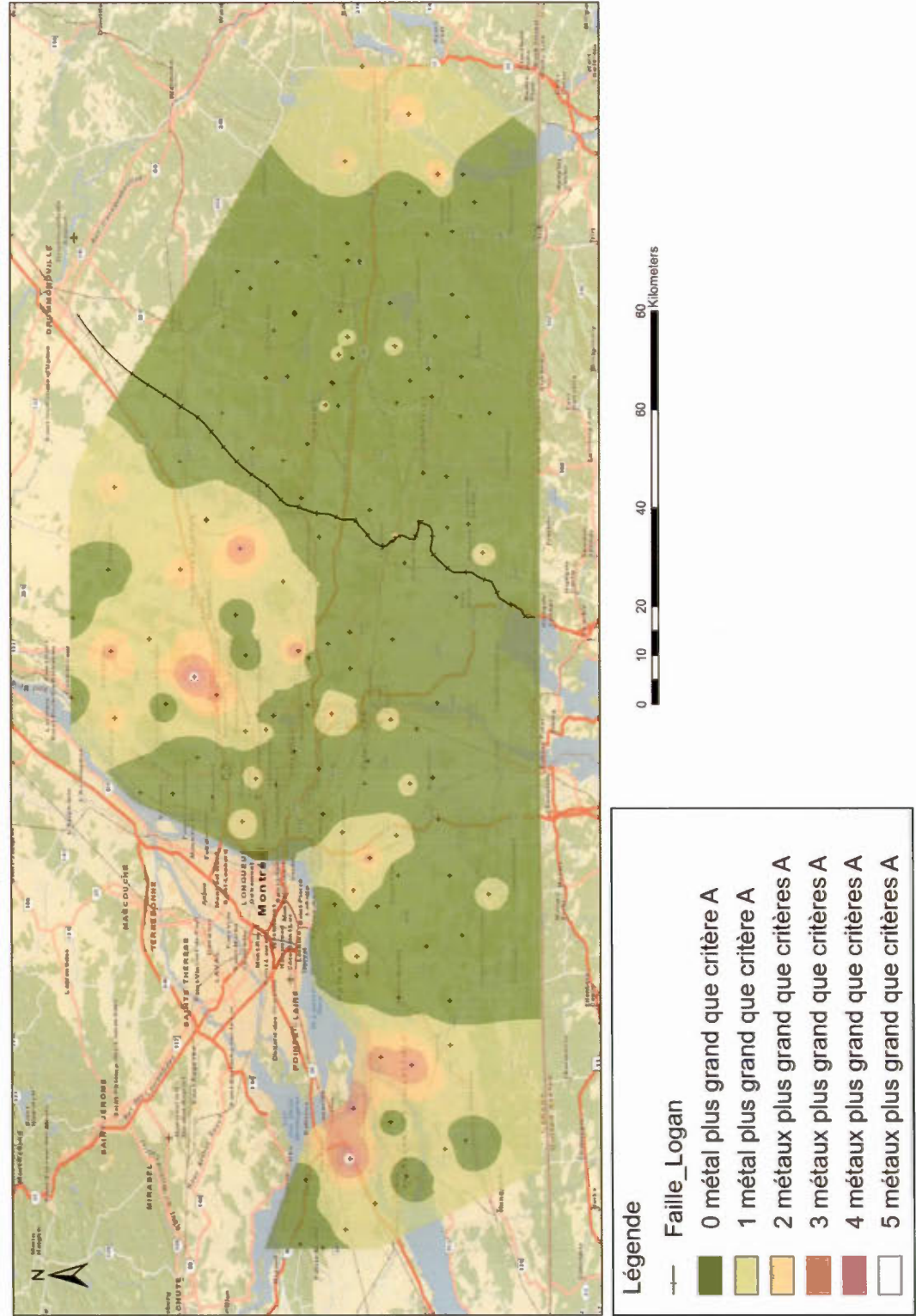




ANNEXE K

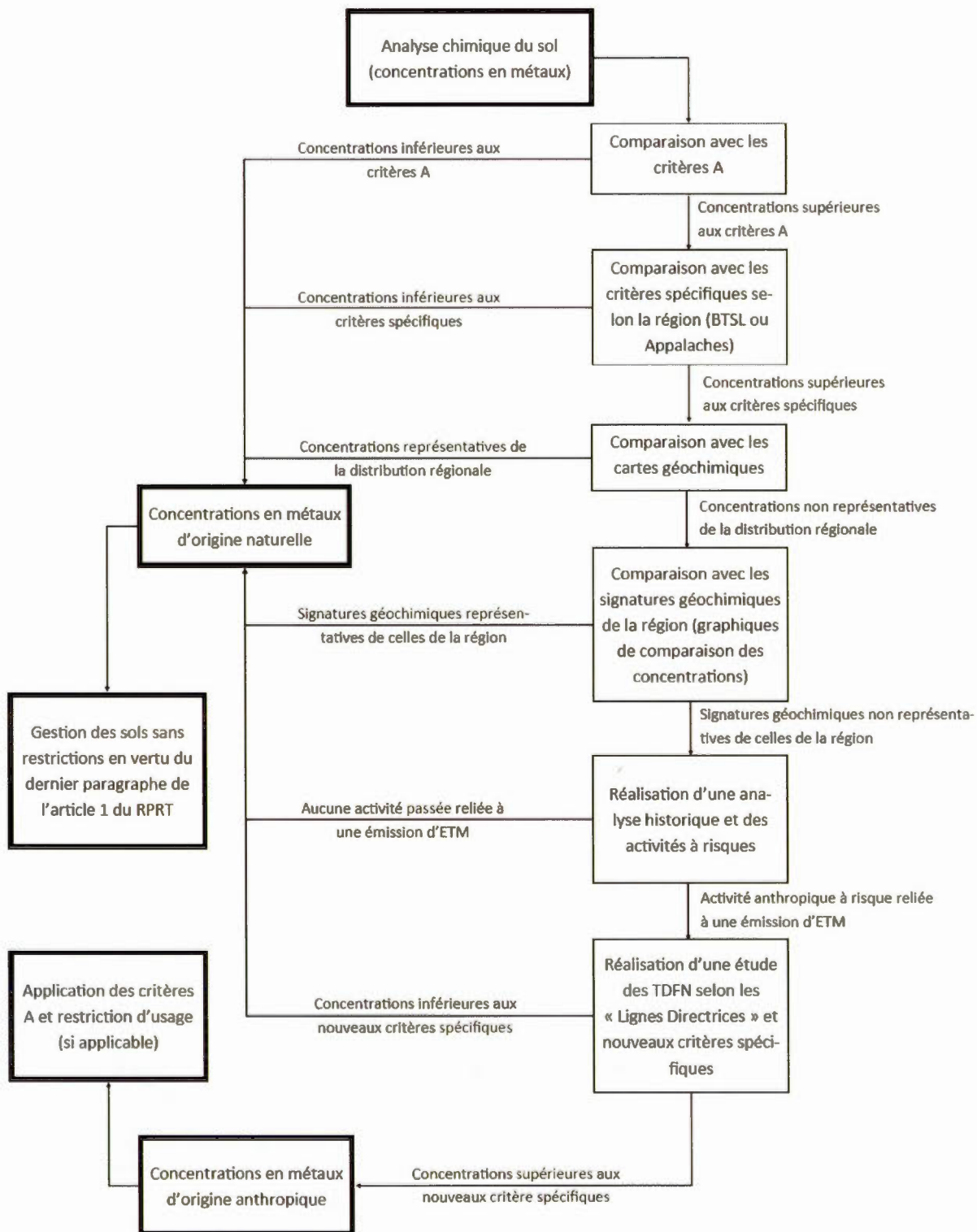
CARTE DES CRITÈRES A

Nombre d'éléments dépassant les critères A, par échantillon



ANNEXE L

CADRE DE GESTION



LISTE DE RÉFÉRENCES

- Adamo P., Dudka S., Wilson M. J., McHardy W. J. (1996) *Chemical and mineralogical forms of Cu and Ni in contaminated soils from the Sudbury mining and smelting region*, Canada, Environmental Pollution, Vol. 91, No. 1, pages 11 à 19, Elsevier Science Limited.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) (2004), *Copper CAS # 7440-50-8*, Division of Toxicology ToxFAQ
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) (2005a), *Toxicological profile for nickel*, U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) (2005b), *Toxicological profile for zinc*, U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) (2007), *Toxicological profile for lead*, U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) (2008a), *Aluminum Public Health Statement CAS # 7429-90-5*, Division of Toxicology and Environmental Medicine
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) (2008b), *Chromium Toxicity*, Case Studies in Environmental Medicine (CSEM), WB 1466.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) (2012), *Toxicological profile for Manganese*, U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Services
- American Society for Testing and Materials (ASTM) (1998), *Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils*, ASTM D 422-63
- Anderson R. A. (1997) *Chromium as an Essential Nutrient for Humans*, Regulatory toxicology and pharmacology 26, pages 535 à 541
- Angelone, M. et Bini, C. (1992) *Trace Elements concentration in soils and plants in Western Europe*. Dans: Adriano D.C. (éditeur) *Biochemistry of Trace Metals*, pages 19 à 60.
- Baize, D. (1997), *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France)*, INRA, Éditions Quae, 408 pages

- Baize, D. (2002), *Les éléments traces métalliques dans les sols : approches fonctionnelles et spatiales*.
- Beaumier, M. (2005), *Audiences publiques du BAPE DB76*. Courrier électronique à Pierre Dépelteau, Directeur des parcs nationaux du Mont-Orford et de la Yamaska.
- Bluteau S. et Belleville D. (2011) *Validation des critères B et C de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*, Institut national de santé publique du Québec (INSPQ), Direction de la santé environnementale et de la toxicité
- Bluteau S. et Belleville D. (2012) *Validation des critères B et C relatifs au manganèse dans les sols, sur la base de la protection de la santé humaine*, Institut national de santé publique du Québec (INSPQ), Direction de la santé environnementale et de la toxicologie
- Brady, N. C. et Weil, R. R. (2002), *The Nature and Properties of soils*, ISBN 0-216-91782-4
- Canadian Society of Soil Science (1993), *Soil Sampling and Methods of Analysis*, édité par Martin R. Carter, 823 pages
- Centre d'Expertise en Analyse Environnement du Québec (CEAEQ) (2012a) *Détermination des métaux : méthode par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon*, M.A. 200 – Mét 1.2, Rév. 2, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 34 p.
- Centre d'Expertise en Analyse Environnement du Québec (CEAEQ) (2012b) *Terminologie recommandée pour l'analyse des métaux*, 4^e édition, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 15 p.
- Centre d'Expertise en Analyse Environnement du Québec (CEAEQ) (2015) *Protocole pour la validation d'une méthode d'analyse en chimie*, DR-12-VMC, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 29 p.
- Comité d'experts sur la prospection pédologique (1998), *Le système Canadien de classification des Sols* (3^{ième} édition), Agriculture Canada. Publication 1646, 187 pages.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) (1999a), *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine - Arsenic (inorganique)*, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999.

- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) (1999b), *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine - Cadmium*, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) (1999c), *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine - Chrome*, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) (1999d), *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine - Cuivre*, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) (1999e), *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine - Plomb*, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) (1999f), *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine - Zinc*, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999.
- Chalifoux, Joanie (2013) *La valorisation des sols peu contaminés au Québec*, Essai présenté au Centre universitaire de formation en environnement, Université de Sherbrooke.
- Choinière, J. et Beaumier, M. (1997) *Bruits de fond géochimiques pour différents environnements géologiques au Québec*, Ministère des Ressources Naturelles, Service des minéraux industriels et de l'assistance à l'exploration.
- Dartois J. et Daboval B. (1999) *25 ans d'assainissement des eaux usées industrielles au Québec : un bilan*, MENV
- Edwards B. (2010) *Soil, Groundwater and Sediment Quality Criteria in Ontario: A History of their Development from the 1970s to December 2009*, Technical Report, Ontario
- Ellingsen D. G., Horn N., Aaseth J. (2007) *Copper*, dans : Nordberg G. F., Fowler B. A., Nordberg M. et Friberg L. (éditeurs), *Handbook on the Toxicology of metals*, 3ème édition, pages 529 à 546
- Emmanuel S. et Erel Y. (2002) *Implications from concentrations and isotopic data for Pb partitioning process in soils*, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 66, Num. 14, pages 2517 à 2527.

- Faucher A. et Lamontagne M. (1953) *L'histoire du développement industriel au Québec*, La société canadienne française, pages 265 à 277, Montréal : Les Éditions Hurtubise HMH ltée, 404 pages.
- Giroux, M., Rompré, M., Carrier, D., Audesse P., Lemieux M. (1992) *Caractérisation de la teneur en métaux lourds totaux et disponibles des sols du Québec*, Agrosol V (2), pages 46 à 55.
- Giroux M., Deschênes L., Chassé R. (2004), *Bilan de transfert des éléments traces métalliques dans une prairie et un champ de maïs-grain fertilisés avec des engrais minéraux et des engrais de ferme*, Site de Saint-Lambert-de-Lauzon, Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement (IRDA)
- Hébert, Jocelyne, et Bernard, Julie (2013) *Bilans sur la gestion des terrains contaminés au 31 décembre 2010*, ISBN 978-2-550-67511-2, 31 p.
- Institut de la Statistique du Québec (2014) *Bulletin Statistique Régional – Montérégie*, Gouvernement du Québec
- Institut de la Statistique du Québec (2015) *Bulletin Statistique Régional – Estrie*, Gouvernement du Québec
- Kabata-Pendias, A et Mukherjee, A. (2007) *Trace Elements from Soil to Human*, Éditeur Springer
- Keepax, R. E., Moyes, L. N. et Livens F. R. (2009) *Speciation of Heavy Metals and Radioisotopes*, Environmental and Ecological Chemistry, vol. 2.
- Laferrière, Louis (2014) *Cadre de gestion pour les sols ayant une teneur de fond naturelle en nickel plus élevée que le critère A de la Politique de Protection des Sols et de Réhabilitation des Terrains Contaminés dans la région de Magog-Orford*, Essai présenté au Centre universitaire de formation en environnement et développement durable, Université de Sherbrooke.
- Langner A. N., Manu A. et Tabatabai M. A. (2011) *Heavy Metals Distribution in an Iowa Suburban Landscape*, Journal of Environment Quality, 40, pages 83 à 89.
- Lima, A. (2008), *Environmental Geochemistry, chapter 7: Evaluation of geochemical background at regional and local scales by fractal filtering technique*, Elsevier B.V., pages 135 à 152.
- Loring D. H. (1978) *Geochemistry of zinc, copper and lead in the sediments of the estuary and Gulf of St. Lawrence*, Canadian Journal of Earth Science, 15, pages 757 à 772.
- Mathieu C. et Pieltain F. (2003) *Analyse chimique des sols, méthodes choisies*, Éditions TEC & DOC, Paris, 387 p.

- Matschullat, J. (2000) *Arsenic in the geosphere – a review*, The Science of the Total Environment 249, pages 297 à 312
- MDDELCC (2015a) *La qualité de l'air au Québec : historique des événements marquants*, ressource en ligne, consulté le 30 mars 2015, <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/evenements/historique.htm>
- MDDELCC (2015b) *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*, Annexe 2, tableau 2 : les critères génériques pour les sols et pour les eaux souterraines, ressource en ligne, consulté le 30 mars 2015, http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_tableau_2.htm
- MDDELCC (2015c) *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*, Annexe 2, tableau 1 : les critères génériques pour les sols et pour les eaux souterraines, ressource en ligne, consulté le 30 mars 2015, http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_tableau_1.htm
- MDDELCC (2015d) *Aires protégées au Québec, Les provinces naturelles, Province A : les Appalaches*, ressource en ligne, consulté le 31 mars 2015, http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/provinces/partie4a.htm
- MDDELCC (2015e) *Aires protégées au Québec, Les provinces naturelles, Province B : Basses-Terres du Saint-Laurent*, ressource en ligne, consulté le 31 mars 2015, http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/provinces/partie4b.htm
- MDDELCC (2015f) *Loi sur la Qualité de l'Environnement (LQE)*, chapitre Q-2, ressource en ligne, consulté le 16 avril 2015, http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=2&file=/Q_2/Q2.htm
- MDDELCC (2015g) *Tableau 2 : Grille de gestion des sols contaminés excavés intérimaire*, Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés, ressource en ligne, consulté le 17 avril 2015, http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/tableau_2.htm
- MDDELCC (2015h) *Glossaire*, Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés, ressource en ligne, consulté le 18 avril 2015, <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/glossaire.htm>
- MDDELCC (2015i) *Applicabilité de l'article 4 du Règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols contaminés aux sols contenant des teneurs naturelles en métaux et métalloïdes inférieures à l'annexe I de ce règlement*, ressource en ligne, consulté le 1er mai 2015, <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/publications/note-instructions/15-04.htm>

- MDDEP (2009) *Guide d'échantillonnages à des fins d'analyses environnementales : Cahier 5 – Échantillonnage des sols*, Québec, CEAEQ
- MDDEP (2012) *Cadre de gestion des teneurs naturelles en manganèse dans le sol*, Service des lieux contaminés et des matières dangereuses
- MEF (1988) *Politique de réhabilitation des terrains contaminés*, Gouvernement du Québec, Direction des matières dangereuses, 54 pages.
- MEF (1998) *Validation des critères A dans les sols*, Service des lieux contaminés, Direction des politiques du secteur industriel
- MENV (1999) *25 ans d'assainissement des eaux usées industrielles au Québec*
- MENV (2003) *Guide de caractérisation des terrains*, Direction des politiques du secteur industriel, Service des lieux contaminés, les publications du Québec
- Ontario Ministry of Environment and Energy (OMEE) (1993), *Ontario typical range of chemical parameters in soil, vegetation, moss bags and snow*, ISBN 0-7778-1979-1
- Ouellette, Hugues (2012) *Lignes directrices sur l'évaluation des teneurs de fond naturelles dans les sols*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, ISBN 978-2-550-49918-3, 25p.
- Plumlee G. S. et Ziegler T. L. (2003) *The medical geochemistry of dust, soils and other earth materials*, dans : *Treatise on geochemistry*, pages 263 à 310
- Samson N., Parent E., Karam A. et Parent L. E. (2011) *Nouvelles méthodes d'évaluation de la CEC des sols minéraux*, dans : 25^{ème} congrès annuel de l'AQSSS ; pages 25 à 27, Université Laval.
- Saulnier I. et Gagnon C. (2002) *Background levels of Cr, Cu and Ni in St. Lawrence River sediments: implications for sediment quality criteria and environmental management*, 2ième Symposium International sur les Sédiments Contaminés, pages 29 à 33.
- Statistique Canada (2010) *Tableau 153-0058 - Certaines activités agricoles, Canada, écozones et écorégions avec agriculture, aux 5 ans (kilomètres carrés sauf indication contraire)*, CANSIM (base de données), ressource en ligne, consulté le 25 avril 2015, <http://www5.statcan.gc.ca/cansim/a26>
- Statistique Canada (2015) *tableau 304-0015 - Ventes manufacturières, par sous-secteur, par province et territoire (mensuel) (Québec)*, CANSIM (base de données), ressource en ligne, consulté le 25 avril 2015, <http://www.statcan.gc.ca/tables-tableaux/sum-som/l02/cst01/permanuf32f-fra.htm>

- Sterckeman T., Douay F., Baize D., Fourier H., Proix N., Schvartz C. (2007), *Référentiel Pédo-Géochimique du Nord-Pas de Calais, Méthode et principaux résultats*, Étude et Gestion des Sols, Volume 14, 2, pages 153 à 168.
- Sterckeman T., Villanneau E., Bourennane H., Douay F., Ciesielski H., King D. et Baize D. (2012), *Les éléments en traces dans les sols agricoles du Nord-Pas de Calais*, Étude et Gestion des Sols, Volume 19, 3 et 4, pages 163 à 178.
- Tuckey J. W. (1977) *Exploratory data analysis*, Addison Wesley, Reading, Massachusetts, USA
- U.S. EPA (2007), *Toxicity and Exposure Assessment for Children's Health – Inorganic Arsenic*, TEACH Chemical Summary.
- Villanneau E., Perry-Giraud C., Saby N., Jolivet C., Marot F., Maton D., Floch-Barneaud A., Antoni V., Arrouays D. (2008) *Détection de valeurs anormales d'éléments traces métalliques dans les sols à l'aide du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols*, Étude et Gestion des Sols, Volume 15, 3, pages 183 à 200.
- Yong, R. N. (2001) *Geoenvironmental engineering: contaminated soils, pollutant fate and mitigation*, ISBN 0-8493-8289-0, CRC Press LLC
- Zaiontz C. (2014) *Real Statistics using excel*, Ressource en ligne, consulté le 8 mai 2015, <http://www.real-statistics.com/>